



Universidade de Aveiro Departamento de Ambiente e Ordenamento
2009

Ângela Cristina da Cruz Bernardes **ANÁLISE DOS MÉTODOS DE AUDITORIA À
QUALIDADE DO AR INTERIOR – RSECE**



Universidade de Aveiro Departamento de Ambiente e Ordenamento
2009

**Ângela Cristina da Cruz
Bernardes**

ANÁLISE DOS MÉTODOS DE AUDITORIA À QUALIDADE DO AR INTERIOR – RSECE

Dissertação apresentada à Universidade de Aveiro para cumprimento dos requisitos necessários à obtenção do grau de Mestre em Sistemas Energéticos Sustentáveis, realizada sob a orientação científica do Professor Doutor Nelson Amadeu Dias Martins, Professor do Departamento de Engenharia Mecânica da Universidade de Aveiro, e co-orientação da Professora Doutora Teresa Filomena Vieira Nunes, Professora do Departamento de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro.

o júri

presidente

Prof. Doutor Luís António da Cruz Tarelho
Prof. Auxiliar do Dep. Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

arguente principal

Prof. Doutora Ana Margarida Lobo Lourenço da Costa
Estagiária de Pós-Doutoramento do Centro de Estudos do Ambiente e do Mar do Departamento de Ambiente e do Mar da Universidade de Aveiro

orientador

Prof. Doutor Nelson Amadeu Dias Martins
Prof. Auxiliar do Dep. de Mecânica da Universidade de Aveiro

co-orientadora

Prof. Doutora Teresa Filomena Vieira Nunes
Prof. Associada do Dep. de Ambiente e Ordenamento da Universidade de Aveiro

agradecimentos

Apesar de uma dissertação ser um trabalho individual, devido ao seu objectivo académico, há sempre contributos de natureza diversa que não podem deixar de ser mencionados e agradecidos.

Um agradecimento especial ao Professor Doutor Nelson Martins, que desde cedo aceitou a orientação deste trabalho. Pelo estímulo, críticas e sugestões relevantes feitas durante a sua realização.

À Professora Doutora Teresa Nunes, pela sua permanente disponibilidade, conhecimentos transmitidos, apoio e motivação demonstradas durante a realização da tese. Obrigada!

Aos meus amigos, pelo incentivo e apoio, fazendo-me acreditar que era possível chegar ao fim com sucesso.

Aos meus pais e irmão, pela sólida formação de vida, apoio incondicional e compreensão que sempre demonstraram, não só neste projecto, como também noutros, o que me permitiu chegar a esta etapa.

Ao Ricardo...pela paciência sem fim, compreensão, carinho e encorajamento para finalizar este projecto. Pela partilha de todos os sorrisos, momentos bons e menos bons, optimismo e alegria contagiante!

A todos, os meus sinceros agradecimentos.

palavras-chave

Qualidade do ar interior, auditoria, métodos, RSECE.

resumo

Em consequência da elevada permanência das pessoas em espaços interiores, actualmente estimado em cerca de 90% de tempo, e dos deficientes níveis de ventilação dos espaços em boa parte por questões energéticas, tem-se acentuado o problema da má Qualidade do Ambiente Interior (QAI). A preocupação de aliar o uso racional da energia à saúde dos ocupantes, surge recentemente em Portugal e apenas se tornou mais evidente com a aplicação do Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização dos Edifícios (RSECE, 2006).

A actual preocupação com a monitorização e melhoria da QAI levou à elaboração de diversos documentos e guias técnicos, cujo principal objectivo é fornecer linhas de orientação no processo de avaliação da QAI, nomeadamente na selecção dos métodos a utilizar. No entanto, e dada a diversidade e complexidade dos poluentes interiores, a indicação de métodos de referência que garantam uma avaliação eficaz e versátil enfrenta alguns desafios inerentes aos espaços interiores a avaliar e às próprias limitações dos métodos.

Neste sentido efectuou-se uma análise exaustiva dos métodos de referência e equivalentes indicados pelo RSECE, levando a cabo uma pesquisa que incidiu sobre as principais vantagens, desvantagens e limitações dos mesmos. O resultado culminou num estudo resumo e análise comparativa entre os vários métodos seleccionados para cada parâmetro e poluente a ser auditado, e que pretende ser uma ferramenta de optimização do processo da auditoria.

Através da análise aos guias técnicos foi ainda possível constatar que existem ainda algumas lacunas a preencher, sobretudo, nas metodologias adoptadas para realização das auditorias. Mas, de um modo geral, estes documentos caminham para uma versão capaz de responder aos objectivos do RSECE.

keywords

Indoor air quality, audit, methods, RSECE.

abstract

A higher indoor occupation, currently estimated at around 90% of people's time, and the poor space ventilation, mainly caused by energy issues, has accentuated the problem of the poor Indoor Environment Quality (IEQ). The rational use of energy concern combined with the occupants health is recent in Portugal and only became more evident with the implementation of the Regulation of Energy Systems for Buildings Acclimatization. (RSECE, 2006).

The current IEQ monitoring and improvement concern has resulted into several papers and technical manuals, in order to provide IEQ evaluation guidelines and to define the methodology to be used in each case. However, due to the indoor pollutants diversity and complexity, the choice of an effective and versatile reference method faces several challenges nowadays, which are inherent to the spaces under evaluation and the own method constraints.

An exhaustive analysis to the RSECE's reference methodologies has been made, throughout the research of the main advantages, disadvantages and constraints of each one. This approach resulted in a summary and comparative analysis between the selected methods for each parameter and pollutant to be audited, and is capable to be used as an auditing process optimization tool.

By the analysis of the technical guidelines it was possible to understand that there are still some gaps to fulfill, mainly the auditing chosen methodology. Nevertheless, these documents are becoming more capable to meet the RSECE policy objectives.

ÍNDICE DE FIGURAS.....	9
ÍNDICE DE TABELAS.....	10
NOMENCLATURA	12
ABREVIATURAS	13
DEFINIÇÕES.....	14
1. INTRODUÇÃO.....	15
1.1 Objectivos e organização geral da Tese.....	17
2. REVISÃO DA LITERATURA – QUALIDADE DO AR INTERIOR (QAI).....	19
2.1 Evolução do conceito da QAI.....	19
2.1.1 Definição e importância da QAI.....	20
2.1.2 Desenvolvimentos na temática a nível europeu e internacional.....	21
2.2 Análise dos principais documentos legislativos.....	24
2.2.1 Perspectiva Europeia.....	24
2.2.2 Perspectiva Nacional: Portugal e a QAI.....	27
3. PERCEPÇÃO DA QUALIDADE DO AR INTERIOR.....	30
3.1 Conforto e Saúde.....	30
3.1.1 Parâmetros físicos e conforto térmico.....	30
3.1.2 Parâmetros químicos e microbiológicos.....	34
3.2 Síndrome do Edifício Doente: sintomas e efeitos na saúde pública.....	35
3.3 Doença Relacionada com o Edifício: sintomas e efeitos na saúde.....	37
3.4 Factores que afectam a QAI.....	39
3.4.1 Fontes de poluentes interiores e efeitos na saúde.....	41
3.4.2 Controlo da poluição do ar interior.....	45
4. PROCEDIMENTOS PARA AVALIAÇÃO DA QAI NO ÂMBITO DO RSECE.....	48
4.1 Auditoria à QAI: definição e importância.....	48
4.2 Avaliação da QAI: procedimentos de uma fase inicial.....	50
4.2.1 Recolha de informação relativa ao edifício e espaços a auditar.....	50
4.3 Auditoria à QAI: amostragem espacial e temporal.....	53
4.3.1 Definição de zonas de avaliação no edifício.....	53
4.3.2 Períodos, número de pontos e localização de amostragens.....	54
4.3 Selecção dos equipamentos e métodos.....	57
5. PARÂMETROS E POLUENTES CONSIDERADOS NA AUDITORIA À QAI NO ÂMBITO DO RSECE E SUA QUANTIFICAÇÃO.....	59
5.1 Introdução.....	59
5.2 Parâmetros considerados no RSECE e sua quantificação.....	62
5.2.1 Temperatura e humidade relativa.....	62
5.2.2 Taxa de ventilação.....	67
5.3 Poluentes considerados no RSECE e sua quantificação.....	76
5.3.1 Partículas.....	76
5.3.2 Dióxido de carbono (CO ₂).....	90
5.3.3 Monóxido de carbono (CO).....	96

5.3.4 Ozono (O ₃)	104
5.3.5 Formaldeído (HCOH)	111
5.3.6 Compostos orgânicos voláteis (COV's)	118
5.3.7 Radão	135
5.3.8 Contaminação do ar interior por Bioaerossóis	144
6. MÉTODOS DE REFERÊNCIA E MÉTODOS ALTERNATIVOS PARA AVALIAÇÃO DA QAI NO ÂMBITO DO RSECE – VANTAGENS, DESVANTAGENS E LIMITAÇÕES DOS MÉTODOS	159
6. 1 Temperatura e humidade relativa	161
6.2 Taxa de ventilação	164
6.3 Partículas	166
6.4 CO ₂ / CO	172
6. 5 Ozono	177
6.6 Formaldeído	181
6.7 COV's	184
6.8 Radão	187
6. 9 Bioaerossóis	190
7. CONCLUSÕES E TRABALHO FUTURO	194
BIBLIOGRAFIA	201
WEBGRAFIA	208
ANEXO 1 – Caudais mínimos de ar novo a usar de acordo com a tipologia do espaço, no âmbito do RSECE.	210
ANEXO 2 – Equação de cálculo da taxa de renovação do ar: técnica do decaimento	211
ANEXO 3 – Métodos de análise de compostos orgânicos voláteis da EPA	213

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Principais objectivos do RSECE.....	28
Figura 2. Factores que influenciam a QAI.	39
Figura 3. Fontes de queixa em edifícios avaliados pelo NIOSH.	40
Figura 4. Ilustração da definição de decipol.	43
Figura 5. Exemplo ilustrativo da carga sensorial de poluição num escritório típico.....	44
Figura 6. Metodologia de auditoria à QAI.	49
Figura 7. Procedimentos numa fase inicial da avaliação à QAI.	51
Figura 8. Sensores de resistência de platina fabricados por deposição de filme.	65
Figura 9. Representação esquemática das principais regiões do tracto respiratório e correspondência com as fracções inalável, torácica e respirável.	78
Figura 10. Convenção ISO para as fracções de partículas atmosféricas em suspensão...	80
Figura 11. Relação entre as concentrações de PM10 obtidas pelo TEOM e High-vol.....	85
Figura 12. Princípio de funcionamento do método de atenuação da radiação beta.	86
Figura 13. Diagrama esquemático de um CNC (P-TRAK™ Ultrafine Particle Counter, Model 8525, TSI Incorporated)	89
Figura 14. Representação esquemática de um FTIR.....	92
Figura 15. Detecção de CO ₂ /CO por espectroscopia NDIR.....	94
Figura 16. Componentes de um cromatógrafo a gás.	102
Figura 17. Esquema de um analisador fotométrico de UV.....	106
Figura 18. Esquema do processo de quimiluminiscência do NO.....	108
Figura 19. Configuração típica de um sensor electroquímico.	109
Figura 20. Amostragem de ozono através do método IGFF.	110
Figura 21. Sistema de amostragem para tubos adsorventes.....	113
Figura 22. Esquema de um detector FID.....	117
Figura 23. Esquema de um tubo adsorvente.....	125
Figura 24. Esquema do funcionamento de um detector de massa.....	131
Figura 25. Esquema de um detector de captura electrónica.....	134
Figura 26. Distribuição das concentrações médias anuais de radão em Portugal.	136
Figura 27. Fontes de radão e rotas de entrada em casas.....	137
Figura 28. Secção transversal de uma câmara de difusão.	141
Figura 29. Métodos de amostragem mais comuns de bioaerossóis.	153
Figura 30. Curva de “Resistência VS Temperatura” para métodos de medição da temperatura.....	163

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Principais Directivas europeias relativas à certificação energética.....	25
Tabela 2. Principais directivas europeias relativas à qualidade do ar ambiente.....	26
Tabela 3. Principal legislação nacional criada no âmbito da certificação energética e QAI.	29
Tabela 4. Sintomas de doenças associadas ao SED e ao DRE.	38
Tabela 5. Parâmetros, poluentes e fontes que afectam a QAI.....	41
Tabela 6. Características dos poluentes do ar interior e efeitos na saúde.	42
Tabela 7. Odores indicativos de problemas nos edifícios.	52
Tabela 8. Concentrações máximas de referência dos poluentes no interior dos edifícios existentes.	60
Tabela 9. Constituição e gamas de temperaturas de vários termopares.....	66
Tabela 10. Caudais mínimos de ar novo.	210
Tabela 11. Divisão do tracto respiratório segundo o mecanismo de deposição das partículas.....	77
Tabela 12. Relação entre a exposição CO e os níveis de HbCO no sangue.	97
Tabela 13. Níveis de exposição ao formaldeído e efeitos na saúde.....	112
Tabela 14. Classificação dos compostos orgânicos de acordo com a OMS.	118
Tabela 15. COV's e fontes dos ambientes interiores.	119
Tabela 16. Métodos de amostragem de vários tipos de compostos orgânicos.	122
Tabela 17. Características de adsorventes sólidos usados na amostragem de COV's. ..	124
Tabela 18. Exemplos de bioaerossóis e origens.	145
Tabela 19. Concentrações de fungos (CF/m ³) em habitações.....	146
Tabela 20. Fungos mais comuns de encontrar no ar.	151
Tabela 21. Métodos de referência, métodos equivalentes e requisitos mínimos para monitores portáteis.....	160
Tabela 22. Vantagens e desvantagens dos métodos de medição da humidade.....	161
Tabela 23. Princípios de medição de alguns equipamentos para análise da HR.....	162
Tabela 24. Vantagens e desvantagens dos princípios métodos de medição da temperatura.	163
Tabela 25. Características técnicas de alguns equipamentos disponíveis para medição da temperatura.....	164
Tabela 26. Síntese dos métodos de avaliação da taxa de renovação do ar.....	165

Tabela 27. Princípios de medição de alguns equipamentos para a velocidade do ar.	166
Tabela 28. Síntese das vantagens e desvantagens dos principais métodos de medição das partículas.....	168
Tabela 29. Características técnicas de alguns equipamentos para medição de PM.....	169
Tabela 30. Métodos contínuos menos usuais na medição das partículas.....	171
Tabela 31. Síntese das vantagens e desvantagens dos principais métodos de medição do CO ₂ /CO.	174
Tabela 32. Valores de desempenho para vários métodos de medição do CO ₂ /CO.....	175
Tabela 33. Características técnicas de alguns equipamentos de medição do CO ₂	176
Tabela 34. Características técnicas de equipamentos de medição do CO.....	176
Tabela 35. Síntese das vantagens e desvantagens dos principais métodos de medição de O ₃	179
Tabela 36. Valores de desempenho para vários métodos de medição de O ₃	180
Tabela 37. Características técnicas de equipamentos de medição do O ₃	180
Tabela 38. Métodos de amostragem do formaldeído.	181
Tabela 39. Valores de desempenho de vários métodos de medição do formaldeído.	182
Tabela 40. Características técnicas de equipamentos de medição do formaldeído.....	183
Tabela 41. Vantagens e desvantagens de amostradores de COV's.....	185
Tabela 42. Vantagens e desvantagens de analisadores portáteis de COV's.	186
Tabela 43. Características técnicas de equipamentos de medição de COV's.....	187
Tabela 44. Características de equipamentos de medição de radão.	188
Tabela 45. Características técnicas de equipamentos de medição do radão.....	189
Tabela 46. Vantagens e limitações dos métodos utilizados para determinação de microrganismos.	192
Tabela 47. Equipamentos e respectivos métodos de amostragem de bioaerossóis.	193

NOMENCLATURA

A	Área	[m ²]
Q	Caudal volúmico	[m ³ . s ⁻¹]
P	Pressão	[Pa]
T	Temperatura	[K]
V	Volume	[m ³]
C	Concentração	[kg.m ⁻³]; [mg.m ⁻³]; [ppm]
t	Tempo	[s]
N	Taxa de renovação	[s ⁻¹]
R_{ph}	Número de renovações horárias	[h ⁻¹]

ABREVIATURAS

ADENE	Agência para a Energia
APA	Agência Portuguesa do Ambiente
AVAC	Aquecimento, ventilação e ar condicionado
ASHRAE	Sociedade Americana de Engenheiros de Aquecimento, Refrigeração e Ar-Condicionado
BRI	Building related illness
CE	Comissão Europeia
CEHN	Children's Environmental Health Network
CFM	Cubic feet per minute
CG	Cromatografia Gasosa
CNC	Condensation Nuclei Counter
COV	Compostos orgânicos voláteis
DL	Decreto – Lei
DRE	Doenças relacionadas com edifícios
ECA	European Collaborative Action
EPA	Environmental Protection Agency (USA)
ERSE	Entidade Reguladora dos Serviços Energéticos
NDIR	Non-Dispersive Infrared
FID	Flame Ionization Detector
FTIR	Fourier transform infrared spectroscopy
HR	Humidade Relativa
OMS	Organização Mundial de Saúde
OPC	Optical Particle Counter
PID	Photo Ionization Detector
PMV	Predicted Mean Vote
PPM	Partes por milhão
PPB	Partes por bilião
PM	Matéria particulada (particulate matter)
PRE	Plano de Racionalização Energética
QAI	Qualidade do ar interior
RCCTE	Regulamento das Características de Comportamento Térmico dos Edifícios
RSECE	Regulamento dos Sistemas Energéticos e de Climatização nos Edifícios
SBS	Sick building syndrome
SED	Síndrome dos edifícios doentes
TEOM	Tapered Element Oscillating Microbalance
UTA	Unidade de tratamento de ar

DEFINIÇÕES

Especificidade	Capacidade do método em detectar o analito de interesse na presença de outros componentes da amostra.
Exactidão	Concordância entre o valor obtido e o valor aceite como verdadeiro, estabelecido pelo procedimento de um método de referência.
LOD	Limit of detection: limite de detecção – Utiliza-se como medida da sensibilidade analítica do dispositivo. O LOD é a concentração mais baixa de analito que o dispositivo detecta 95% das vezes.
LOQ	Limit of quantification: limite de quantificação - definido como a menor concentração do analito, que pode ser quantificada na amostra, com exactidão e precisão aceitáveis, sob as condições experimentais adoptadas.
Gama de trabalho	Corresponde à faixa da maior à menor concentração que possa ser determinada com precisão e exactidão.
Método	Sequência organizada de actividades com uma função específica.
Precisão	Concordância entre os valores obtidos no mesmo ensaio repetido várias vezes. Termo utilizado para descrever a repetibilidade dos resultados.
Resolução	Grau ao qual um instrumento ou dispositivo é capaz de distinguir respostas quase adjacentes.
UFC	Unidade formadora de colónias: é a unidade pela qual se exprime o número de colónias viáveis. Uma unidade formadora de colónia pode ser originada por um único microrganismo, um agregado de muitos microrganismos ou a partir de um ou mais microrganismos ligados a uma partícula.

1. INTRODUÇÃO

A actual preocupação com a qualidade do ar interior (QAI) em edifícios tem origem no facto de hoje em dia as pessoas passarem cada vez mais tempo dentro de edifícios (residências, escritórios, escolas, etc.), ficando expostas à acção de inúmeros poluentes. Durante grande parte do séc. XX uma ventilação apropriada era considerada o suficiente para manter uma QAI razoável, tendo em conta que os ocupantes eram os únicos emissores de poluentes como CO₂. No entanto, apenas em finais dos anos 90 se reconheceu que os ocupantes não eram os únicos emissores de poluentes, e portanto, uma taxa de ventilação baseada apenas na produção de CO₂ pelos ocupantes já não era válida. Concluiu-se então que a presença dos poluentes estaria relacionada essencialmente com os materiais utilizados na construção dos edifícios e equipamentos/objectos que constam no seu interior, com os sistemas AVAC, com os ocupantes e suas actividades, e com a qualidade do ar exterior [Bluyssen, 2008].

Uma reduzida QAI acarreta consequências graves sobre a saúde humana. Para além disso, pode afectar também os padrões de comportamento dos ocupantes com reflexos significativos no bem-estar e na produtividade dos mesmos. O controlo da QAI no interior dos edifícios é sem dúvida, um problema de saúde pública que importa solucionar, em benefício das pessoas [Tange, 2002]. As primeiras preocupações com o impacto de uma baixa QAI na saúde humana começaram a surgir em meados dos anos 70, época em que se verificou também uma maior preocupação com as questões energéticas. Até então, em todos os países ocidentais, especialmente na Europa, não existiam políticas nem preocupações no que dizia respeito ao uso racional de energia, nomeadamente nos edifícios. Tal acontecia devido ao custo reduzido da energia e à sua disponibilidade. No entanto, depois da crise do petróleo de 1973 observou-se uma crescente preocupação na definição e suporte de políticas energéticas. As consequências dessa crise levaram a uma redução significativa no consumo global de energia, essencialmente utilizada por meios de aquecimento e ar condicionado, sendo por outro lado negligenciado o seu impacto no conforto e saúde dos ocupantes do edifício.

Assim, na década de 1980 os meios de comunicação começaram a dar ênfase ao conceito do síndrome de edifício doente (SED), termo utilizado para descrever situações de desconforto laboral e/ou de problemas agudos de saúde referidos pelos ocupantes, que parecem estar relacionados com a permanência no interior de alguns edifícios [Kosa, 2002]. Em 1982, o Comité Técnico da Organização Mundial da Saúde definiu o SED como o conjunto dos seguintes sintomas: dor de cabeça, fadiga,

letargia, prurido e ardor nos olhos, irritação de nariz e garganta, anormalidades na pele e falta de concentração. Foi então que surgiram as primeiras preocupações acerca das consequências dos regulamentos da conservação da energia, que apenas davam ênfase à redução do consumo de energia, com diminuição das taxas de ventilação natural e/ou forçada, e não tinham em consideração os impactos na QAI e na saúde dos ocupantes dos edifícios [Santamouris et al, 1998].

Nos últimos anos, e em parte como resultado da urbanização, tem sido dada uma maior atenção à identificação de condições necessárias para considerar um edifício saudável e ecologicamente sustentável. O desafio agora é a construção de edifícios que permitam alcançar uma boa QAI e simultaneamente um bom desempenho com elevado rendimento energético. A energia utilizada nos edifícios representa mais de 40% do total da energia primária utilizada na Europa e cerca de 20-50% é consumida no aquecimento e arrefecimento. Desta percentagem, cerca de 30% (e até 50% em edifícios bem isolados) é utilizado para compensar a perda de ventilação. A ventilação desempenha um papel importante para conseguir uma QAI aceitável, através da remoção ou diluição de poluentes interiores.

Poderá então existir um conflito entre as estratégias para reduzir a utilização da energia e as estratégias para criar e manter os edifícios saudáveis, embora alguns projectos e estudos defendam que tal equilíbrio é possível. Edifícios saudáveis e confortáveis não requerem necessariamente muita energia [Cox, 2005].

A necessidade de proporcionar um edifício com uma QAI aceitável levou a que os parâmetros da qualidade do ar fossem avaliados e monitorizados, de modo a garantir que a existência de ambientes interiores saudáveis é mantida. Neste sentido, foram desenvolvidas metodologias e instrumentos de avaliação. A história e evolução da investigação da poluição em ambientes interiores está intimamente relacionada com a investigação da poluição do ar exterior, sendo que o reconhecimento das potenciais fontes de poluição do ar interior datam dos anos 60, quando foram feitas as primeiras medições no âmbito da QAI [Spengler et al, 2000].

A avaliação da QAI é portanto essencial para formular estratégias de abordagem e controlo em ambientes interiores de modo a atingir-se uma QAI aceitável, e tem como objectivo isolar ou mitigar um ou mais problemas do ambiente interior dos edifícios.

No âmbito do que atrás foi exposto, este estudo surge com o intuito de investigar e contestar os vários métodos de medição dos poluentes interiores adoptados nas auditorias realizadas à QAI, no âmbito da legislação nacional. Encontrar métodos adequados à monitorização e avaliação de poluentes é um desafio permanente para os profissionais desta área. Apesar de as tecnologias terem melhorado bastante desde a década de 1970, foram relativamente poucos os sistemas que tenham sido

explicitamente concebidos para uso em ambientes residenciais, educacionais e comerciais.

Em Portugal existem já vários documentos publicados no sentido de fornecerem linhas orientadoras sobre a monitorização da QAI, nomeadamente, a Nota Técnica NT-SCE-02 que apresenta metodologia para auditorias periódicas de QAI no âmbito do RSECE, e o Guia Técnico da Agência Portuguesa do Ambiente intitulado “Qualidade do ar em espaços interiores”. Estes documentos serviram igualmente de orientação para a elaboração desta dissertação.

1.1 Objectivos e organização geral da Tese

A principal razão e incentivo desta dissertação prende-se com a finalidade de analisar e contestar os métodos de quantificação de poluentes interiores adoptados actualmente no âmbito do RSECE – QAI, nomeadamente no que diz respeito às vantagens, desvantagens e limitações dos mesmos.

Neste enquadramento, os objectivos assentam numa pesquisa que abordará as metodologias de aplicação e verificação do regulamento nacional em vigor (RSECE - Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização dos Edifícios, vertente QAI). Posteriormente, será feita uma análise comparativa entre os vários métodos (de referência e equivalentes) seleccionados para cada parâmetro e poluente a ser avaliado numa auditoria. Para tal irão ser analisados pormenorizadamente cada método, enunciando vantagens, desvantagens e limitações. Esta recolha de informações irá permitir apresentar um estudo resumo que na perspectiva dos profissionais da área, funcione como uma ferramenta de selecção dos melhores equipamentos para cada caso de estudo, optimizando assim o processo da auditoria.

Esta dissertação será desenvolvida através de quatro fases fundamentais: a primeira fase consistirá numa revisão de literatura da especialidade e análise dos principais documentos legislativos ao nível europeu e nacional que caracterizam a actual política da QAI. Os objectivos do segundo capítulo centralizam-se na forma como a literatura da especialidade tem vindo a abordar a evolução do conceito de QAI. Neste capítulo, será abordado o desenvolvimento da temática e a relevância que esta tem tomado nos últimos anos no espaço europeu, através da coordenação de vários programas realizados no âmbito da QAI. Será também realizado um enquadramento legal sobre a actual legislação internacional, europeia e nacional em vigor sobre a QAI, energia e eficiência energética. Ao nível internacional a análise dos principais documentos estratégicos centra-se essencialmente na acção da Organização Mundial da Saúde (OMS); num contexto europeu, serão abordados vários documentos legislativos no âmbito da certificação energética, sendo a Directiva Comunitária 2002/91/CE a mais

relevante; em Portugal existe o Sistema Nacional de Certificação Energética (SCE) e da Qualidade do Ar Interior (QAI) nos Edifícios.

Na segunda fase de estudo insere-se o terceiro capítulo que aborda o conceito de percepção da QAI, e está relacionado com o conforto térmico, Síndrome de Edifício Doente e factores e poluentes que afectam a QAI. Neste sentido, será feita uma breve abordagem aos principais poluentes interiores e que são apontados pelo RSECE como alvos de estudo, aos princípios e conceitos da percepção humana à QAI e quais os impacto e implicações no desenvolvimento humano a nível físico e intelectual.

A terceira fase consiste na análise propriamente dita dos métodos de medição dos poluentes adoptados na auditoria, começando por expor no quarto capítulo uma abordagem sucinta ao modo como uma auditoria à QAI deve ser preparada e conduzida, servindo também de introdução ao quinto capítulo, onde são apresentados e caracterizados os parâmetros e poluentes da QAI sujeitos a avaliação. Para cada poluente foi feita uma descrição dos métodos de referência e equivalentes apresentados pelo RSECE, bem como o levantamento de vantagens, desvantagens e limitações associadas a cada método.

Na quarta e última fase são apresentadas as conclusões desta dissertação e recomendações para trabalho futuros. Os capítulos seis e sete inserem-se nesta fase e consistem na compilação da informação recolhida de modo. Posteriormente, será feita uma comparação entre os métodos referenciados pelo RSECE, os métodos considerados equivalentes e os métodos mais elegidos pelos equipamentos disponíveis no mercado.

2. REVISÃO DA LITERATURA – QUALIDADE DO AR INTERIOR (QAI)

2.1 Evolução do conceito da QAI

Para entender melhor o porquê e como a QAI se tornou numa preocupação para a saúde, torna-se relevante conhecer um pouco da história relativa à questão mais ampla da qualidade do ar.

As primeiras investigações levadas a cabo eram essencialmente sobre a descrição de sintomas em pessoas afectadas por uma baixa QAI, e o nível de contaminantes considerados responsáveis por estas situações. O resultado de cerca de 30 anos de inquéritos realizados é um conjunto substancial de evidências científicas que já serviu para orientar decisões políticas com fim a reduzir os riscos de poluição do ar interior. A literatura sobre os vários poluentes do ar interior é imensa no seu âmbito, e existem monografias e estudos focalizados sobre um poluente apenas.

A crise do petróleo no início dos anos setenta levou a uma maior consciencialização relativamente aos desperdícios de energia, nomeadamente nos sistemas de aquecimento e de arrefecimento utilizados. Para diminuir as perdas energéticas foi necessário proceder a uma melhoria do isolamento, reduzindo ao mesmo tempo as trocas de ar entre o interior e exterior, criando situações de confinamento do ar que geraram condições de degradação intoleráveis da qualidade do ar [Lemos, 1997]. Desde então, a concepção de edifícios focaliza construções que permitam um bom isolamento térmico, com estruturas cada vez mais rigorosas e eficientes em termos energéticos, de modo a que os custos associados ao aquecimento sejam menores. Este design de edifícios foi mais tarde considerado com uma potencial origem de problemas de saúde pública, que era urgente estudar de forma global e sistemática. Em edifícios com estas características, a QAI diminuiu significativamente e a Environmental Protection Agency (EPA), classificou a poluição do ar interior como um dos cinco principais riscos para a saúde pública nos Estados Unidos [Wigle, 2003]. Além disso, começou-se a verificar que a evolução tecnológica levou a alterações nos materiais de construção utilizados em edifícios, nos produtos e mobiliários, estabelecendo uma estreita relação com a qualidade do ar em ambientes interiores. De entre os vários materiais que emitem contaminantes, destacam-se as tintas, materiais utilizados no revestimento de paredes, colas, aglomerantes, móveis, tecidos, plásticos, equipamentos de escritório, entre outros. Os ocupantes expostos a estes contaminantes queixavam-se frequentemente de sintomas de desconforto e irritação, semelhantes a sintomas de tipo gripal. Os efeitos de muitas substâncias químicas emitidas a partir destes produtos ainda não são totalmente compreendidos, mas muitos são conhecidos ou suspeitos como sendo prejudiciais à saúde humana ou até mesmo com efeitos cancerígenos [Seppanen, 2002].

2.1.1 Definição e importância da QAI

As preocupações associadas aos efeitos da qualidade do ar na saúde pública têm geralmente em conta a poluição atmosférica no exterior dos edifícios. No entanto, tem-se verificado que as pessoas passam a maior parte dos seus dias em ambientes interiores: residências, em transportes, escritórios, indústrias, centros comerciais e de lazer, edifícios, etc. Os espaços interiores (escritórios, residências, etc.) constituem um tipo de ambiente particular, submetido a contingências especiais e é lá que as pessoas passam cerca de 90% do seu tempo, daí que os efeitos tóxicos, o "stress", e o desconforto que lhe estejam associados, atinjam níveis muito mais elevados que os do meio exterior ou o das nossas casas. Segundo estudos levados a cabo pela Children's Environmental Health Network (CEHN, 1999) e pela American Academy of Pediatrics (AAP, 2003) estima-se que as crianças passam cerca de 90% do tempo em ambientes fechados (creches, escolas, ginásios, residências, etc.), tendo assim uma exposição considerável a ambientes interiores.

Nestes espaços interiores, o desenvolvimento de microorganismos, o uso de produtos de limpeza, a existência de materiais e equipamentos poluentes, a própria ocupação humana e a deficiente ventilação e renovação do ar, são alguns dos contributos para que tanto o número de poluentes como a sua concentração sejam, em geral, muito mais elevados do que no ar exterior. Por estas razões, tem-se verificado uma atenção crescente para os problemas da qualidade do ar interior.

Mas, afinal, no que consiste a qualidade do ar interior? Não se trata somente da inexistência de poluentes (dióxido de carbono, monóxido de carbono, partículas, compostos orgânicos voláteis, radão, entre muitos outros), mas também do nível de conforto, humidade relativa e temperatura, e da percepção que cada um faz da qualidade do ar que se respira. Os níveis de humidade relativa, temperatura e mesmo a presença de certos compostos orgânicos voláteis podem ser considerados "confortáveis" para alguns ocupantes, e "desconfortáveis" para outros, como por exemplo o odor a perfume [Lemos, 1997].

A qualidade do ar interior óptima pode então ser definida como o ar que se encontra livre de poluentes que causam irritação, desconforto e prejudicam a saúde dos que o inspiram. Os valores standards para a qualidade do ar são tipicamente baseados na taxa de risco de exposição e a sua avaliação é efectuada pela concentração ou dose máxima permitida. As concentrações mais elevadas são normalmente permitidas para um curto período de exposição do que para um longo [Spengler et al, 2000].

2.1.2 Desenvolvimentos na temática a nível europeu e internacional

Nos anos oitenta, a Organização Mundial de Saúde (OMS) decidiu iniciar na Europa o Processo Ambiente e Saúde, tendo como base de referência a estratégia “Saúde para todos” e o Relatório de Brundtland, desenvolvido pela Comissão Mundial do Ambiente e do Desenvolvimento. Neste contexto, realizou-se em Frankfurt, em Dezembro de 1989, a 1ª Conferência Interministerial Ambiente e Saúde, da qual resultou a criação do Centro Europeu Ambiente e Saúde na Organização Mundial de Saúde e a elaboração da Carta Europeia sobre Ambiente e Saúde, na qual ficaram expressos os princípios das políticas, os elementos estratégicos, as prioridades, as medidas e as responsabilidades dos cidadãos e das autoridades públicas nesta matéria.

Na 2ª Conferência Ministerial Ambiente e Saúde que teve lugar em Helsínquia em 1994, foi assumido pelos países participantes que deveriam desenvolver esforços no sentido de elaborarem Planos Nacionais de Ambiente e Saúde (PNAAS), o mais tardar até 1997. Estes planos deveriam articular-se com os Programas de Acção Ambiental e os Planos de Saúde, desenvolvidos no âmbito da Comissão Económica para a Europa das Nações Unidas (CEE/ONU) e ter como linha orientadora a Agenda 21 (adoptada na Conferência das Nações Unidas sobre Ambiente e Desenvolvimento, Rio de Janeiro, 1992). Na Conferência de Londres, que decorreu em Junho de 1999, foi reafirmado o compromisso de desenvolver os PNAAS e implementar a Agenda 21.

Em Junho de 2003, a Comissão Europeia apresentou ao Conselho e ao Parlamento Europeu a “Estratégia de Ambiente e Saúde na União Europeia”, tendo como principal objectivo superar o défice de conhecimento sobre a relação entre ambiente e saúde. Após o que, em 2004, procedeu à elaboração do Plano de Acção Europeu sobre Ambiente e Saúde, desenvolvido para o período de 2004-2010.

Na Conferência realizada em Budapeste, em Junho de 2004, os Ministros da Saúde e do Ambiente da Europa comprometeram-se em actualizar os seus PNAAS, face aos resultados da Conferência, os quais deveriam passar também a incluir um Plano de Protecção das Crianças contra os Perigos Ambientais, a desenvolver até 2007. À data desta Conferência, 30 países (13 dos quais da UE) da Região da Europa da OMS já tinham elaborado os seus respectivos PNAAS.

Ao nível mundial, a Organização Mundial da Saúde (OMS), como entidade de coordenação, monitorização, acompanhamento e avaliação da saúde pública, visa a defesa e a integração da saúde nas políticas e programas energéticos, ao nível internacional e nacional, estabelecendo as orientações para a qualidade do ar para os governos de todo o mundo garantirem a qualidade do ar nas suas cidades e a protecção da saúde humana. Em 2005, procedeu à actualização das orientações sobre a qualidade do ar e desenvolvimento de directrizes específicas para a QAI; em

2006 colaborou com o programa europeu da qualidade do ar, reunindo com especialistas internacionais para discutir o papel da OMS na redução dos riscos da poluição do ar interior para a saúde, para chegar a um consenso em relação à tipologia e ao formato das suas orientações para a QAI, para a recolha de informação e dados antes da formulação das directrizes, e para o desenvolvimento de um processo com uma organização mais eficiente; até ao fim de 2009 irá publicar os novos valores standards e objectivos em relação à qualidade do ar interior [<http://www.iambiente.pt/>].

Relativamente à investigação europeia desenvolvida no contexto da avaliação aos ambientes interiores, esta não pode ser definida numa abordagem única, trata-se de um complexo mix de interesses e programas nacionais e internacionais. Esta investigação é financiada largamente através de financiamento público, a partir de agências quer nacionais quer internacionais, ao contrário de por exemplo, da investigação realizada na América, que é financiada primariamente por fontes públicas e privadas [Cochet, 1998].

Sobre a autoridade da Comissão Europeia (CE) e da European Collaborative Action (ECA), a investigação é incentivada e apoiada através de projectos internacionais. Por acordo mútuo, os resultados da investigação que afectam os sectores económicos e regulamentares dos países em questão, tais como os que envolvem o comércio livre de bens e serviços, são aplicados em todo o continente.

No entanto, diversos países (estados-membros) são livres para estabelecer medidas mais rigorosas de saúde e ambientais de modo a promover os seus próprios programas de investigação e estabelecer a sua própria avaliação de risco e políticas de gestão. Como resultado, foram verificadas diferenças significativas de um país para outro no que diz respeito às normas de saúde e políticas ambientais, nomeadamente as normas relativas ao amianto e radão [Cochet, 1998].

A título de exemplo, o 4º Programa-Quadro (1994-1998), que dirigiu todas as investigações e actividades tecnológicas desenvolvidas na CE, patrocinou de entre muitos, os seguintes projectos:

- (a) *EXPOLIS*, estudo efectuado pela primeira vez na Europa sobre a exposição humana aos principais poluentes do ar. Esta foi uma das mais importantes investigações que relacionaram o efeito da poluição atmosférica na saúde pública, na década de 90;
- (b) *JOULE*, estudo de soluções naturais para manutenção de condições de conforto no interior de edifícios nos países mais quentes do sul da Europa, evitando o recurso a sistemas de ar-condicionado e reduzindo assim os consumos de electricidade e as emissões de CO₂ para a atmosfera;

- (c) *SMT, Standards Measurement and Testing*, programa que envolveu auditorias a edifícios e a construção de uma base de dados europeia contendo informações sobre fontes de poluição do ar interior;
- (d) *VOCEM, Volatile Organic Compounds Emission Measurements*, focalizado na optimização dos produtos utilizados nos edifícios;
- (e) *European Indoor Air Quality Audit Project*, um projecto europeu iniciado no final de 1992, no qual, além de métodos actuais, foram utilizados painéis sensoriais formados, para investigar a QAI de 56 edifícios de escritórios em toda a Europa. O principal objectivo passou pelo desenvolvimento de procedimentos de avaliação e orientação sobre a ventilação e controle na origem, optimizando o uso de energia nos edifícios, garantindo simultaneamente a qualidade do ar interior.

Para além dos programas europeus descritos até agora, em 2002 nasceu também o projecto HOPE (Health Optimisation Protocol for Energyefficient Buildings), um projecto de colaboração europeu e que teve como principal objectivo demonstrar que um edifício energeticamente eficiente pode ser simultaneamente saudável e confortável para os seus ocupantes. Para tal, foram fornecidos os meios necessário aos construtores civis e à indústria da construção, para aumentar o número de edifícios energeticamente eficientes, diminuindo assim a utilização da energia pelos edifícios e, consequentemente, chegar a uma redução das emissões de CO₂ a partir de energia primária utilizada para o aquecimento e ventilação dos edifícios.

Verificou-se que o potencial de redução da energia nos edifícios é bastante elevada pois é possível encontrar escritórios e residências nos países nórdicos com o mesmo nível de consumo anual de energia (principalmente energia gasta no aquecimento), na ordem de 150 kWh/m².ano, enquanto no Mediterrâneo, existem edifícios que consomem mais do dobro nos escritórios (em aquecimento e arrefecimento) e menos de um décimo nas residências [Aizlewood, 2006].

O projecto teve a duração de 36 meses, iniciando a 1 de Janeiro de 2002 e finalizado a 31 de Janeiro de 2004; foi desenvolvido em duas fases, numa fase preliminar foi feito um levantamento de edifícios possíveis de casos de estudo e questionários aos ocupantes; numa segunda fase foi feita uma investigação mais detalhada num pequeno número de edifícios, avaliando a QAI desses mesmos espaços [Aizlewood, 2006].

No que diz respeito a evoluções relativas à concepção dos edifícios, já em 1989 Mikulina observou que "...devemos ajudar os construtores e promotores a compreender que, enquanto um arquitecto pode atrair inquilinos através da estética do edifício, só um bom sistema de climatização irá manter esses inquilinos..."

Nos anos 90 surgiu então uma tendência arquitectónica semelhante, o designado movimento "Green Building", que reconhece o impacto do edifício sobre os ocupantes no interior e no ambiente em global, definindo o edifício verde como uma "estrutura que é concebida, remodelada, construída, e eventualmente demolida, tendo em conta o impacto no ambiente e a energia envolvida." Naturalmente, este conceito reconhece e incorpora a importância da qualidade do ar interior [<http://www.usgbc.org/>].

2.2 Análise dos principais documentos legislativos

2.2.1 Perspectiva Europeia

O consumo de energia associado aos edifícios constitui, sensivelmente, um terço do consumo energético da União Europeia; pelo que a Comissão Europeia considera que é possível, através da adopção de iniciativas neste domínio, obter economias significativas. Para abordar estes desafios de carácter comunitário, é necessário estabelecer medidas a nível comunitário, que levem não só a uma redução do consumo energético mas também à preservação de uma boa qualidade do ar ambiente, problemática que tem sido uma preocupação prioritária nos trabalhos da União Europeia (UE) desde o início dos anos 80.

Assim, a nível europeu, foi estabelecida a Directiva Comunitária 2002/91/CE, que impõe aos Estados Membros da União Europeia a emissão de Certificados Energéticos nos seguintes casos: para obter licença de utilização em edifícios novos, no caso de reabilitação importante de edifícios existentes, ou então na situação de locação ou venda de edifícios de habitação e de serviços existentes.

Esta Directiva Europeia exige apenas a comprovação do cumprimento da regulamentação no final da construção, ou seja aquando do pedido de licença de utilização. No entanto, alguns Estados Membros, incluindo Portugal, adoptaram o princípio de fiscalizar os novos edifícios antes e no final da construção, ou seja numa 1ª fase do pedido de licença de construção e numa 2ª fase do pedido de licença de habitabilidade. A lógica desta abordagem deve-se ao facto de ser mais fácil corrigir qualquer erro antes de construir o edifício do que no final da obra. Esta verificação em dois passos implica maiores custos, mas grande potencial de poupanças em termos de evitar correcções sempre onerosas no final da obra.

Tem-se verificado que a União Europeia tem feito um esforço nesta temática e no "6º Programa Comunitário de Acção em Matéria de Ambiente" (2001-2010), que orienta a política da União Europeia para os próximos 10 anos, o principal objectivo na área do Ambiente e Saúde passa pela promoção da qualidade do ambiente de forma a atingir níveis onde a poluição causada pelas actividades humanas não coloque em risco grupos de elevada vulnerabilidade, com particular atenção para a população infantil.

Ainda no que se refere à iniciativa comunitária é importante destacar a "Estratégia Europeia de Ambiente e Saúde", que definiu como objectivo, através do aumento do conhecimento científico das relações de causalidade e da intervenção integrada das políticas, contribuir para a promoção da qualidade de vida, potenciando um ambiente mais saudável. Ao longo de mais de 10 anos realizaram-se uma variedade de fóruns mundiais e cimeiras ministeriais com vista à definição de estratégias conjuntas.

Na Tabela 1 são enunciados os principais documentos legislativos existentes, criados no âmbito da certificação energética e desempenho energético de edifícios:

Tabela 1. Principais Directivas europeias relativas à certificação energética.

Directivas	Descrição
2006/32/CE de 5 de Abril de 2006	Relativa à eficiência na utilização final de energia e aos serviços energéticos e que revoga a Directiva 93/76/CEE. Esta directiva indica que a certificação sobre o desempenho energético dos edifícios é equivalente a uma auditoria energética destinada às micro, pequenas e médias empresas. Além disso, esta certificação é de natureza equivalente a uma auditoria energética com as recomendações resultantes em matéria de rentabilidade.
2002/91/CE de 16 de Dezembro	Os Estados-Membros devem aplicar exigências mínimas em matéria de desempenho energético relativamente aos edifícios novos e existentes, velar pela certificação do desempenho energético dos edifícios e impor uma inspecção regular das caldeiras e das instalações de ar condicionado nos edifícios. Tem objectivos diferentes da anterior, pois constitui um instrumento complementar que propõe acções concretas destinadas a colmatar as lacunas existentes. Estabelece requisitos para a metodologia de cálculo do desempenho energético integrado dos edifícios, a certificação energética dos edifícios e a inspecção regular de caldeiras e instalações de ar condicionado nos edifícios. Os edifícios em questão poderão ser novos ou existentes e que sejam sujeitos a importantes obras de renovação.

[Fonte: União Europeia]

A Directiva do Desempenho Energético dos Edifícios (2002/91/CE de 16 de Dezembro) foi desenvolvida no âmbito das iniciativas da Comunidade Europeia relativas à alteração climática (obrigações que são da competência do protocolo de Quioto) e à segurança do aprovisionamento (Livro Verde sobre a segurança do aprovisionamento). Por um lado, a Comunidade Europeia depende cada vez mais das fontes de energia externas e, por outro lado, as emissões de gases com efeito de estufa estão a aumentar. Uma redução do consumo de energia através da melhoria da eficiência energética constitui, por conseguinte, uma das soluções possíveis para estes dois problemas. Esta Directiva dá seguimento às medidas relativas às caldeiras (Directiva 92/42/CE), aos produtos de construção (Directiva 89/106/CE) e às disposições do programa SAVE relativas aos edifícios.

Embora já existisse uma Directiva relativa à certificação energética dos edifícios (Directiva 93/76/CEE, revogada pela Directiva 2006/32/CE), esta foi adoptada num

contexto político diferente, antes da celebração do Acordo de Quioto e das incertezas de segurança de abastecimento energético da União Europeia.

Na Tabela 2 são enunciados os principais documentos legislativos europeus existentes, criados no âmbito da prevenção e melhoria da qualidade do ar ambiente, que está intimamente relacionada com a QAI. Existem cinco directivas comunitárias referentes à avaliação e gestão da qualidade do ar: a Directiva – Quadro da Qualidade do Ar (96/62/CE de 27 de Setembro), também denominada de directiva mãe, e quatro directivas criadas com base nesta, as directivas filhas.

Tabela 2. Principais directivas europeias relativas à qualidade do ar ambiente.

Directivas	Descrição
2008/50/CE de 11 de Junho de 2008	Relativa à qualidade do ar ambiente e a um ar mais limpo na Europa.
2004/107/CE de 15 de Dezembro	Estabelece valores alvos para as concentrações médias anuais de arsénio, cádmio, níquel e benzo(a)pireno determinados na fracção de partículas inaláveis (PM10).
2002/3/CE de 12 de Fevereiro	Relativa ao ozono, estabelece objectivos de longo prazo, valores alvos, limiares de alerta e informação ao público para as concentrações deste poluente no ar ambiente.
2000/69/CE de 16 de Novembro	Define os valores limite para o benzeno e o monóxido de carbono. Além disso, define as regras de gestão da qualidade do ar aplicáveis.
99/30/CE de 22 de Abril	Estabelece os valores limite para o dióxido de enxofre, dióxido de azoto, óxidos de azoto, partículas em suspensão e chumbo no ar ambiente.
96/62/CE de 27 de Setembro	Define objectivos e estratégias para a avaliação e gestão da qualidade do ar ambiente, estabelece objectivos para a qualidade do ar ambiente nos Estados-membros e avalia-a, com base em métodos e critérios comuns, obtém informações adequadas sobre a qualidade do ar ambiente e disponibiliza-as ao público, e preserva qualidade do ar ambiente, sempre que esta seja compatível com o desenvolvimento sustentável, e melhora-a nos outros casos.

[Fonte: União Europeia / APA, 2009]

O regime geral da gestão da qualidade do ar ambiente é estabelecido no Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de Julho. Este diploma instituiu um novo quadro habilitante em matéria de gestão da qualidade do ar, transpondo para a ordem jurídica interna a directiva quadro da qualidade do ar, Directiva n.º 96/62/CE, do Conselho, de 27 de Setembro. No desenvolvimento dos objectivos traçados no Decreto-Lei n.º 276/99, de 23 de Julho, surgiu o Decreto-Lei n.º 111/2002 de 16 de Abril, que transpôs as Directivas comunitárias 1999/30/CE de 22 de Abril e a Directiva 2000/69/CE de 16 de Novembro. Além de estabelecer os valores limite das concentrações no ar ambiente de todos os poluentes enunciados na Tabela 1, este decreto-lei define ainda as regras de gestão da qualidade do ar a eles aplicáveis.

2.2.2 Perspectiva Nacional: Portugal e a QAI

A satisfação das necessidades de conforto térmico e de qualidade do ambiente do interior dos edifícios implica, em geral, o recurso a meios de ventilação, aquecimento, arrefecimento, humidificação e desumidificação. A utilização destes meios deve obedecer a regras que permitam assegurar as exigências ambientais prescritas e o uso racional da energia. A aprovação do RCCTE, Regulamento das Características do Comportamento Térmico dos Edifícios (Decreto-Lei n.º 40/90, de 6 de Fevereiro), tendo por objecto principal a melhoria da qualidade térmica da envolvente mediante intervenção na concepção do projecto e na construção dos edifícios, constituiu um passo significativo no sentido da melhoria das condições de conforto térmico na generalidade dos edifícios.

Após a aprovação deste documento, houve a necessidade de regulamentar as condições em que se definem as condições de utilização de sistemas energéticos de aquecimento ou de arrefecimento, de forma a assegurar as exigências de conforto térmico e de qualidade do ambiente, impostas no interior dos edifícios, sem dispêndio excessivo de energia. Assim, em 1992 foi aprovado o Regulamento da Qualidade dos Sistemas Energéticos de Climatização em Edifícios, Decreto-Lei n.º 156/92 de 29 de Julho.

Este regulamento, no entanto, carecia de revisão, no sentido de serem introduzidas algumas correcções decorrentes da necessidade de compatibilização com o direito comunitário. Em 1998 foi então aprovado o DL n.º 118/98, Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização em Edifícios (RSECE), que revogou o Decreto-Lei n.º 156/92 de 29 de Julho. Em 2006 foi aprovado o Regulamento dos Sistemas Energéticos de Climatização dos Edifícios (RSECE), DL 79/2006 de 4 de Abril, que revoga o DL n.º 118/98 e transpõe parcialmente para o direito interno português a Directiva 2002/91/CE do Parlamento Europeu e do Conselho de 16 de Dezembro, relativa ao desempenho energético dos edifícios.

Este regulamento veio complementar o RCCTE, e serve para ajudar a regulamentar a instalação e a utilização de sistemas energéticos de climatização nos edifícios, certificando-se que estes seguem uma utilização racional da energia. Esta medida adoptada por Portugal é uma tentativa para combater o desperdício energético nos edifícios, e evitar o abuso de sistemas de climatização para compensar um projecto deficiente.

O RSECE tem como principais objectivos:

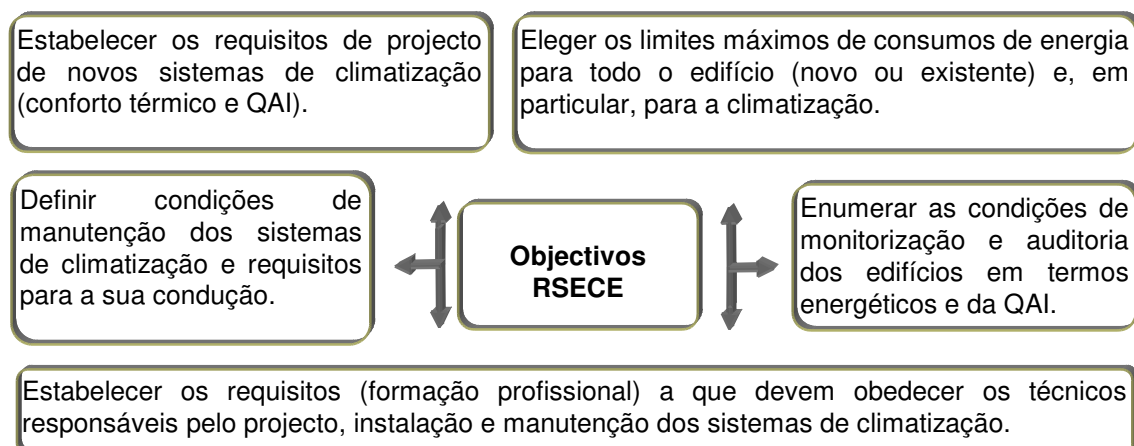


Figura 1. Principais objectivos do RSECE.

A preocupação básica neste diploma é actuar ao nível dos edifícios com climatização e com consumos de energia elevados, moderando-os e melhorando a qualidade dos sistemas energéticos nesses edifícios.

Os principais objectivos deste Regulamento passam pela definição dos requisitos em termos de conforto térmico e qualidade do ar interior, bem como as condições a verificar na concepção, instalação e manutenção dos sistemas de climatização. Este documento aumenta ainda as exigências ao nível do dimensionamento e manutenção das instalações de equipamentos e seu funcionamento e das auditorias à qualidade do ar interior em edifícios climatizados. Para além disso, com o novo RSECE, há também um aumento do grau de exigência de formação profissional dos técnicos que possam vir a ser responsáveis pela verificação dos requisitos a cumprir com este diploma.

De acordo com o definido no ponto nº 3 do artigo 12º do RSECE, o SCE estabeleceu também uma Nota Técnica (NT-SCE-02), de 2 de Setembro de 2009, que descreve as metodologias para auditorias periódicas à QAI em edifícios existentes.

Em Julho de 2006, foram atribuídas à Agência Portuguesa do Ambiente competências de supervisão do Sistema Nacional de Certificação Energética (SCE) e da Qualidade do Ar Interior (QAI) nos Edifícios. Embora a maioria dos países Europeus se tenha concentrado no cumprimento dos requisitos energéticos da Directiva, Portugal optou por desenvolver as exigências de QAI, de forma a definir condições mínimas de qualidade do ar interior para os edifícios abrangidos pelo SCE.

Na Tabela 3 encontra-se um resumo das linhas de orientação dos principais documentos legislativos nacionais criados com o objectivo de apoiar profissionais da área:

Tabela 3. Principal legislação nacional criada no âmbito da certificação energética e QAI.

Legislação	Descrição
DL nº 78/2006 de 4 de Abril	Estabelece o Sistema Nacional de Certificação energética e da Qualidade de ar Interior (SCE). O SCE define regras e métodos para verificar a aplicação efectiva do RCCTE e RSECE às novas edificações, bem como, numa fase posterior, aos imóveis já construídos. É uma Legislação relativa à qualidade térmica dos edifícios, com o intuito de proporcionar economias significativas de energia para o país e para os utilizadores dos edifícios.
DL nº 79/2006 de 4 de Abril	O Regulamento dos sistemas Energéticos de Climatização dos Edifícios (RSECE) define requisitos para os edifícios de serviços e de habitação dotados sistemas de climatização, ao nível da qualidade da envolvente, da limitação dos consumos energéticos e da eficiência e manutenção dos sistemas de climatização dos edifícios. Neste regulamento, a qualidade do ar interior surge também com requisitos que abrangem as taxas de renovação do ar interior nos espaços e a concentração máxima dos principais poluentes.
DL nº 80/2006 de 4 de Abril	O Regulamento das Características de Comportamento Térmico dos Edifícios (RCCTE) estabelece requisitos de qualidade para os novos edifícios de habitação e de pequenos serviços sem sistemas de climatização, ao nível das características da envolvente (paredes, envidraçados, pavimentos e coberturas), limitando as perdas térmicas e controlando os ganhos solares excessivos.

[Fonte: ADENE / ERSE]

3. PERCEPÇÃO DA QUALIDADE DO AR INTERIOR

3.1 Conforto e Saúde

Um ambiente interior confortável para o organismo humano deverá ter em conta os parâmetros físicos (temperatura, humidade, velocidade do ar), os parâmetros relativos ao conforto térmico e os parâmetros químicos e microbiológicos (presença de contaminantes do ar interior). As preocupações de saúde decorrentes da presença de contaminantes no ar interior são um fenómeno relativamente recente, e tem-se assumido ao longo do tempo que o organismo humano se sente confortável quando o ambiente interior é saudável. No entanto, saúde e conforto não são sinónimos: um ambiente interior pode ser relativamente saudável e mesmo assim não ser confortável, e vice-versa [Burroughs et al, 2008].

O conforto é então afectado por vários factores pessoais e ambientais. Quando a temperatura e a humidade excedem os parâmetros de conforto aceites, podem afectar negativamente a qualidade do ar e prejudicar a saúde; estes parâmetros também podem interagir ou influenciar na proliferação de contaminantes, confirmando assim a natureza múltipla e complexa de um ambiente interior. Por tal, a avaliação do conforto humano deveria ser uma conjugação dos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos que influenciam a qualidade do ar interior, não se limitando a avaliar apenas parâmetros físicos e térmicos (no caso do conforto térmico e do PMV-Predicted Mean Vote, que na realidade são subjectivos e resultam da percepção humana) [Burroughs et al, 2008].

3.1.1 Parâmetros físicos e conforto térmico

VELOCIDADE DO AR, TEMPERATURA, HUMIDADE RELATIVA E TAXA DE VENTILAÇÃO

A avaliação da combinação do efeito da velocidade do ar e as temperaturas de superfície das paredes permite assumir uma situação standard de conforto caracterizada por uma temperatura de 25 °C, uma humidade relativa de 50%, uma temperatura da superfície das paredes de 25 °C e a inexistência da velocidade do ar em torno dos ocupantes.

A ASHRAE recomenda que a circulação média de ar de uma zona ocupada, para o período de Inverno, não deve exceder 0,15 m/s, e no Verão não deve exceder 0,25 m/s. Por sua vez, o RSECE apresenta como valor limite 0,2 m/s, acima desta velocidade poderá provocar desconforto térmico. O fluxo de ar é influenciado pela acção combinada do sistema de ventilação mecânico (controlado) e do sistema de ventilação natural (forças não controladas). Os gradientes de pressão gerados

permitem deslocar os poluentes através das janelas, portas, frestas, buracos, escadarias, poços dos elevadores, e outras aberturas.

A avaliação da temperatura e humidade relativa em edifícios é uma medição essencial para a determinação do seu nível do conforto térmico. A satisfação com o ambiente térmico pode também ser influenciada por factores como temperatura devida à radiação, velocidade do ar, nível de actividade do ocupante e o vestuário. [APA, 2009] A ASHRAE Standard 55 (2004), “*Thermal Environmental Conditions for Human Occupancy*,” apresenta normas que pretendem alcançar condições térmicas que pelo menos 80% dos ocupantes achariam aceitáveis ou confortáveis. Por exemplo, durante o Verão 80% dos ocupantes de um escritório típico deverão sentir-se confortáveis com temperaturas entre os 23°C e 26°C, caso a temperatura esteja fora deste intervalo mais de 20% dos ocupantes saudáveis sentirão algum desconforto. Da mesma forma, no Inverno as temperaturas medidas a uma humidade relativa de 30% deverão situar-se entre os 20°C e 24°C. Quando possível, o controlo da temperatura deverá ser feito quando os equipamentos de aquecimento/arrefecimento estão ligados e o sistema esteja totalmente operacional [ASHRAE, 2004].

A humidade relativa inferior a 25% está associada ao aumento do desconforto e a secagem das membranas mucosas e pele, que podem levar a formação de gretas e irritação. Valores de humidade relativa baixos também aumenta a electricidade estática, que causa desconforto e pode dificultar o uso de computadores e outros equipamentos, fotocopiadores, etc. Níveis de humidade relativa acima dos 60%, podem resultar na condensação nas superfícies interiores do edifício e exteriores e a subsequente desenvolvimento de fungos. [APA, 2009]

A ventilação é o processo pelo qual é introduzido ar “limpo” num espaço e é removido o ar “poluído”. Promover a saúde e o conforto dos ocupantes são as duas razões essenciais que estão na base da ventilação dos edifícios.

A ventilação necessária a um edifício ou compartimento pode ser conseguida quer com recurso a um processo de ventilação natural, quer com recurso a um processo de ventilação mecânica. Segundo a definição da ASHRAE, designa-se por ventilação natural a que ocorre devido à produção de diferenças de pressão naturais ou artificiais, enquanto a ventilação mecânica ocorre na presença de ventiladores e condutas de admissão e exaustão. Quando os dois processos coexistem, a ventilação é designada por mista ou híbrida. ^(a) [ASHRAE, 2004]

A preocupação em estabelecer valores mínimos para os caudais de admissão de ar novo existe desde meados do século XVIII. Na década de 90 do século passado, o conceito de “síndrome do edifício doente” (SED em português ou Sick Building Syndrome (SBS)), relacionados maioritariamente com edifícios de serviços com sistemas de ventilação mecânica, voltaram a focar a atenção dos especialistas nas

estratégias a adoptar na ventilação dos edifícios. Desde essa altura, que uma ventilação deficiente é considerada como um factor contributivo para a SED, embora possa não ser a causa principal (as partículas acumuladas nos sistemas de filtragem da ventilação mecânica devido à falta de manutenção são responsáveis em muitos casos pela falta de qualidade do ar interior). Como consequência desta situação, a revisão da norma 62 da ASHRAE introduz a alteração do valor mínimo de referência para cerca de 10 l.s-1 por pessoa (≈ 20 cfm). Actualmente, o RSECE apresenta valores que oscilam entre os 30 e 35 m³/h por pessoa, aproximadamente 17 a 20 cfm (ver Anexo 1, Tabela 47).

CONFORTO TÉRMICO

O conforto térmico no interior das habitações é uma condição importante para o bem-estar e para a saúde dos ocupantes. O ser humano, para desenvolver uma certa actividade e poder estar confortável, procura naturalmente um equilíbrio térmico entre o corpo e a envolvente que o rodeia. O que significa que é possível a manutenção da temperatura dos tecidos constituintes do corpo, num domínio de variação estrito (zona de conforto), sem que haja um esforço sensível.

Antes da American Society of Heating and Ventilating Engineers (ASHVE) em 1938 estabelecer uma norma, a ideia base da concepção do ambiente térmico consistia numa ventilação adequada para a saúde, colocando o controlo térmico com vista a um maior conforto numa segunda prioridade. Entre as décadas de 1930's e 1960's, após a aceitação generalizada de edifícios com ar condicionado, a investigação incidiu sobre a definição de ambientes óptimos com vista a um maior conforto térmico. Vários investigadores propuseram zonas de temperatura confortável para diferentes climas: 21 a 27 °C nos E.U.A, de 14 a 21 °C na Grã-Bretanha, e 23 a 29 °C nos trópicos [Olygay, 1992].

Em Portugal, o Regulamento das Características de Comportamento Térmico dos Edifícios (RCCTE, 2006) apresenta o conforto térmico como um direito das pessoas e estabelece um patamar mínimo que deve ser atingido em todos os edifícios habitacionais. Este regulamento determina no artigo 14º que as condições de conforto de referência são de uma temperatura do ar de 20°C para estação de aquecimento e uma temperatura do ar de 25°C juntamente com uma humidade relativa de 50% para a estação de arrefecimento.

De acordo com a American Society of Heating Refrigeration and Air Conditions (ASHRAE), e tal como definido pela ISO 7730, conforto térmico é: “um estado de espírito que expressa satisfação com o ambiente térmico que envolve uma pessoa (nem quente nem frio)”. Se o balanço de todas as trocas de calor a que está submetido o corpo humano for nulo e, a temperatura da pele e o suor estiverem dentro

de certos limites, pode-se dizer que o Homem se encontra numa situação de conforto térmico.

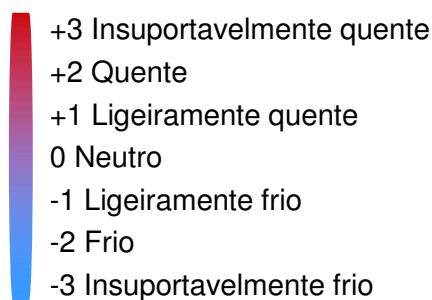
O conforto térmico é reconhecido como sendo um conceito não exacto, que não implica uma temperatura exacta e é dependente de alguns parâmetros que se subdividem em 2 grupos: parâmetros individuais (actividade metabólica, índice de vestuário e condições sociais) e parâmetros físicos ou ambientais (temperatura, humidade relativa do ar, velocidade do ar), definidos acima. Além disso, deverá ter-se também em conta a intensidade luminosa, o nível de ruído, a presença de odores e os parâmetros relativos a cada ocupante, como por exemplo, a idade, o sexo e as características específicas de cada um. Conjugando todos estes factores é possível estabelecer uma zona de conforto.

Apesar do conforto térmico poder ser medido e existirem normas convencionais de conforto, tais como a ISO-7730 (1994) e a ASHRAE-55 (1992), que permitem o cálculo da temperatura de conforto, estas não são consideradas completamente fiáveis. Isto porque, não são consideradas as reacções de adaptação das pessoas, como por exemplo, ajustar o casaco ou abrir e fechar janelas para ajustar a velocidade do ar [Roaf *et al*, 1992].

Inicialmente estas normas tinham como principal preocupação definir as condições de conforto térmico sem ter em consideração os consumos energéticos necessários para alcançar o conforto. Mas devido aos problemas ambientais e à necessidade de um desenvolvimento sustentável, estas normas de conforto térmico tiveram de passar a considerar formas de o atingir com o menor consumo energético possível [Nicol *et al*, 2002].

A comprovar isto mesmo, surge uma nova tendência, “o modelo adaptativo”, com aplicação nas normas de conforto térmico. Este conceito explica as discrepâncias existentes entre os índices de conforto térmico racionais (física e fisiologia da transferência de calor) e os valores obtidos “in situ” pelos votos previstos médios (PMV – Predicted Mean Vote). Estas investigações provaram que a sensação humana de conforto térmico não é absoluta, mas sim adaptativa, ou seja, as pessoas possuem a capacidade de se adaptarem de forma a restaurar o conforto térmico. As investigações revelaram ainda outro resultado: a temperatura e a humidade relativa que conduzem a sensações de conforto em espaços interiores são variáveis e apresentam uma forte relação com a temperatura média no exterior.

O PMV é baseado na equação de conforto de Fanger (1970) e actualmente recomendado pela Norma ISO 7730 para avaliação de ambientes termicamente moderados tem em conta o balanço térmico, a temperatura da pele e a produção de suor. A sensação térmica é obtida através do voto médio estimado (PMV) conforme a escala:



Assim, o conforto térmico é influenciado por todos os parâmetros descritos atrás e pode não ser representado simplesmente pelo balanço térmico do corpo humano. É possível afirmar que o vestuário é o parâmetro individual mais fácil de ajustar ao nível de conforto pretendido. Outro parâmetro que também pode auxiliar no controlo do conforto térmico é a modificação do movimento do ar em redor do corpo humano, pois é este que determina a transferência de calor do corpo humano para a envolvente [Burroughs, 2008].

A norma ISO 7730 considera que um espaço apresenta condições de conforto térmico quando não mais do que 10% dos seus ocupantes se sintam desconfortáveis. A quantificação da percentagem de desconforto é feita através de estudos que permitem estabelecer uma relação entre o resultado do balanço energético do corpo e a tendência de insatisfação, designada por PPD (Predicted Percentage of Dissatisfied). Conhecido o valor de PMV, a percentagem de pessoas desconfortáveis termicamente, PPD, é possível de ser calculada.

3.1.2 Parâmetros químicos e microbiológicos

A qualidade do ar interior tem-se tornado um tema de grande relevância desde a crise energética na década de 70. A adopção de medidas de conservação da energia que reduzem a quantidade de ar exterior fornecido nos edifícios, e a consequente construção de edifícios com mais isolamento térmico e acústico, têm conduzido à diminuição das taxas de troca de ar nos ambientes interiores. Estes factores levaram a crer que a ventilação poderia ser um dos principais factores que interferiam na qualidade do ar interno e era a grande responsável pelo aumento da concentração de poluentes.

A arquitectura existente na altura projectava edifícios altos com fachadas envidraçadas e todos fechados, e durante o mesmo período proliferaram novos materiais sintéticos para a construção civil e novos equipamentos de escritório, introduzindo novas fontes de contaminação interna. Acrescenta-se a estas fontes de contaminação a proveniente dos materiais de limpeza, fotocopiadoras, fumo de cigarros e odores corporais dos

ocupantes. A partir deste momento, os edifícios tornaram-se dependentes de um amplo consumo de energia devido aos sistemas de ventilação mecânica e iluminação artificial, e as tentativas de minimizar os custos levaram a um aumento da poluição do ambiente interno [Burroughs, 2004].

Entre os principais poluentes do ar interior destacam-se os poluentes de origem não biológica (monóxido e o dióxido de carbono, o óxido e dióxido de nitrogénio, dióxido de enxofre, ozono, partículas, fumo de tabaco, os compostos orgânicos voláteis (COV), radão e formaldeído) e os de origem biológica (bactérias, fungos, entre outros).

3.2 Síndrome do Edifício Doente: sintomas e efeitos na saúde pública

Mais do que a maioria dos problemas ambientais, a poluição do ar no interior dos edifícios reflecte-se directamente na saúde e, consequentemente, na produtividade dos seus ocupantes e no bem-estar. Há efeitos crónicos de baixo nível difusos em certos edifícios que se encobrem na designação de “síndrome de edifícios doentes” (SED), atribuído pela Organização Mundial da Saúde (OMS) em 1983.

O termo SED é utilizado para descrever situações de desconforto laboral e/ou de problemas agudos de saúde referidos pelos trabalhadores, que parecem estar relacionados com a permanência no interior de alguns edifícios. É definida como uma questão de saúde ocupacional, pois refere-se a uma relação de causa e efeito entre as condições ambientais de trabalho e a redução da produtividade dos ocupantes decorrente de agressões ao bem-estar e ao conforto, observadas nesses locais [Ali et al, 2009].

Em 1982, o Comité Técnico da Organização Mundial da Saúde definiu a SED como o conjunto dos seguintes sintomas: dor de cabeça, fadiga, letargia, prurido e ardor nos olhos, irritação de nariz e garganta, anormalidades na pele e falta de concentração. Ficou também estabelecido que a SED provém basicamente de quatro fontes principais [Ali et al, 2009]:

- **Biológica:** bioaerossóis formados por bactérias, fungos, vírus e substâncias produzidas por esses agentes;
- **Química:** monóxido de carbono, dióxido de nitrogénio (processos de combustão e cigarros), formaldeído (vernizes, aglomerados de madeira, espumas de isolamento) e ozono (impressoras, fotocopiadoras);
- **Partículas:** micro fibra de amianto, lã de vidro, fibras naturais, pólenes;
- **Estruturais:** percentagem de renovação de ar, humidade do ar, iluminação inadequada, ruídos.

Um edifício é geralmente considerado doente se 20% ou mais dos ocupantes do edifício apresentam os sintomas relacionados com a SED e as queixas persistem por mais de duas semanas, especialmente, se os sintomas desaparecem quando os ocupantes não se encontram no interior do edifício. Contudo, é importante distinguir entre SED, e problemas de Doenças Relacionadas com o Edifício (DRE): doenças relacionadas com o edifício são identificadas e podem ser atribuídas directamente a contaminantes específicos do edifício. A doença dos Legionários é um exemplo de uma doença relacionada com o edifício [Burroughs, 2004].

Verificou-se que muitas das vezes, a DRE é uma fase avançada da SED onde factores típicos de manutenção deficiente ou inexistente (sujidade, poeira, humidade e água estagnada) provocam a SED, sendo esse edifício um candidato ideal para as bactérias causadoras de DRE.

Os sintomas da SED podem ocorrer isoladamente ou em combinação uns com os outros. Em muitas das ocorrências, os sintomas são difíceis de relacionar com o síndrome, transmitindo a ideia de uma constipação comum ou uma doença respiratória, piorando à medida que o dia progride e desaparecem quando o ocupante permanece algum tempo fora do edifício.

Existem cinco sintomas que poderão surgir na presença de um edifício considerando doente, são eles [Burroughs, 2004]:

- (a) *Irritação ocular*: sensação de ardor e olhos secos, sem qualquer evidência de inflamação. A gravidade varia de dia para dia e a sensibilidade é maior para os ocupantes que usam lentes de contacto;
- (b) *Congestão nasal*: o sintoma mais frequentemente é a congestão nasal, surge quando o indivíduo entra no edifício e desaparece quando o indivíduo abandona o espaço interior. Outros sintomas nasais, que são mais variáveis e menos susceptíveis de ser persistentes, são a irritação nasal e rinorreia;
- (c) *Perturbações na garganta e sistema respiratório*: garganta seca sem apresentar qualquer inflamação é o principal sintoma; o ocupante pode sentir algum alívio após ingerir grandes quantidades de água. Um bom indício do sistema respiratório é a dificuldade em respirar profundamente, não sendo relacionada a qualquer infecção pulmonar ou asma brônquica;
- (d) *Dores de cabeça, fadiga e mal-estar*: as cefaleias são normalmente o sintoma mais presente, podendo ocorrer diariamente e variar de moderadas a graves enxaquecas. As dores de cabeça, fadiga, tonturas, dificuldade de concentração e mal-estar geral são os sintomas mais frequentes citados nas situações de edifícios doentes;

(e) *Problemas cutâneos*: a pele seca é uma queixa frequente no SED, é considerado um sintoma associado ao edifício quando melhora durante ausências prolongadas do espaço. Ar seco quente ou uma circulação excessiva de ar pode criar um determinado tipo de dermatose devido à exposição de superfícies cutâneas e erupções cutâneas ou irritações podem resultar da exposição a alguns contaminantes.

3.3 Doença Relacionada com o Edifício: sintomas e efeitos na saúde

O termo “doenças relacionadas com edifícios” (DRE) é utilizado quando os sintomas de uma doença específica estão relacionados com um determinado edifício e são atribuídos a eventuais contaminantes ambientais/aéreos.

As doenças que surgem associadas aos edifícios são geralmente reacções alérgicas (asma, “febre humidificada”, hipersensibilidade pneumónica) ou infecções (doença do Legionário, febre, tuberculose, infecções a partir de fungos ou vírus). Relativamente aos sintomas provocados pela DRE, os ocupantes do edifício apresentam sinais associados a situações agudas de desconforto, nomeadamente arrepios, dores musculares, febre, sensação de opressão torácica e tosse [Kreiss, 1996].

A seguinte Tabela 4 resume os principais sintomas associados à SED e à DRE, sendo particularmente útil para relacionar e identificar as doenças e sintomas, contribuindo para um processo de triagem mais rápido.

Tabela 4. Sintomas de doenças associadas ao SED e ao DRE.

DOENÇA	SINTOMAS																		
	Dor no peito	Calafrios	Dificuldade de concentração	Tosse	Tonturas	Irritação nos olhos	Fadiga	Febre	Dor de cabeça	Letargia	Mal-estar	Dores musculares	Náuseas	Dores nas articulações	Pneumonia	Falta de ar	Irritação cutânea	Perda de peso	Outros
SED			✓		✓	✓	✓	✓	✓		✓					✓	✓		Rinorreia, secreta da garganta
Doença do Legionário	✓	✓		✓				✓	✓		✓	✓			✓	✓		✓	Dor abdominal, diarreia, vômitos
Febre humedificador	✓	✓		✓				✓	✓	✓		✓		✓		✓		✓	Poliúria (micção frequente)
Hipersensibilidade Pneumónica		✓		✓			✓	✓	✓		✓				✓				-----
Febre Pontiac	✓	✓		✓	✓			✓	✓		✓	✓	✓						Diarreia, garganta inflamada

[Fonte: Spengler et al., 2000]

3.4 Factores que afectam a QAI

A investigação dos problemas internos da qualidade do ar não é uma tarefa fácil pois são múltiplos os factores susceptíveis de serem os causadores destes problemas, como por exemplo:



Figura 2. Factores que influenciam a QAI.

[Fonte: adaptado de Spengler et al, 2000]

Para além dos factores referidos, existe também a influência de factores físicos, químicos, biológicos e psicossociais, como o sexo, o stress, a carga de trabalho, um grande número de trabalhadores num mesmo espaço, as relações interpessoais, a duração do trabalho no edifício afectado, a satisfação com o trabalho ou o trabalho com monitores visuais, bem como os antecedentes pessoais dos trabalhadores, como problemas cutâneos, além de outras patologias [Cardoso, 2008].

Durante muito tempo prevaleceu a hipótese de que os próprios ocupantes dos edifícios contribuem significativamente para a poluição de ambientes internos, tanto pela respiração e transpiração, como pelo transporte de microorganismos. Estudos efectuados durante as últimas décadas têm demonstrado que outras fontes podem também contribuir significativamente para a poluição do ar interior, e para traduzir a carga exercida por essas fontes de poluição, novas unidades sensoriais foram introduzidas na década de 1980 [Spengler et al, 2000].

A poluição do ar interna é determinada pela presença de um ou vários contaminantes do ar interior que acarretam um determinado grau de risco para a saúde humana. Estes

poluentes podem ser gerados por uma fonte específica, limitada ou por diversas fontes sobre uma vasta área, e podem ser gerados periodicamente ou continuamente.

De acordo com um estudo realizado entre 1971 e 1988, 34% de todos os edifícios avaliados pelo NIOSH apresentavam sintomas do Síndrome de Edifício Doente, e foram diagnosticados com base na presença de poluentes do ar interior e exterior, emissão de contaminantes dos materiais de construção, matéria microbiana e ventilação inadequada (Figura 3).

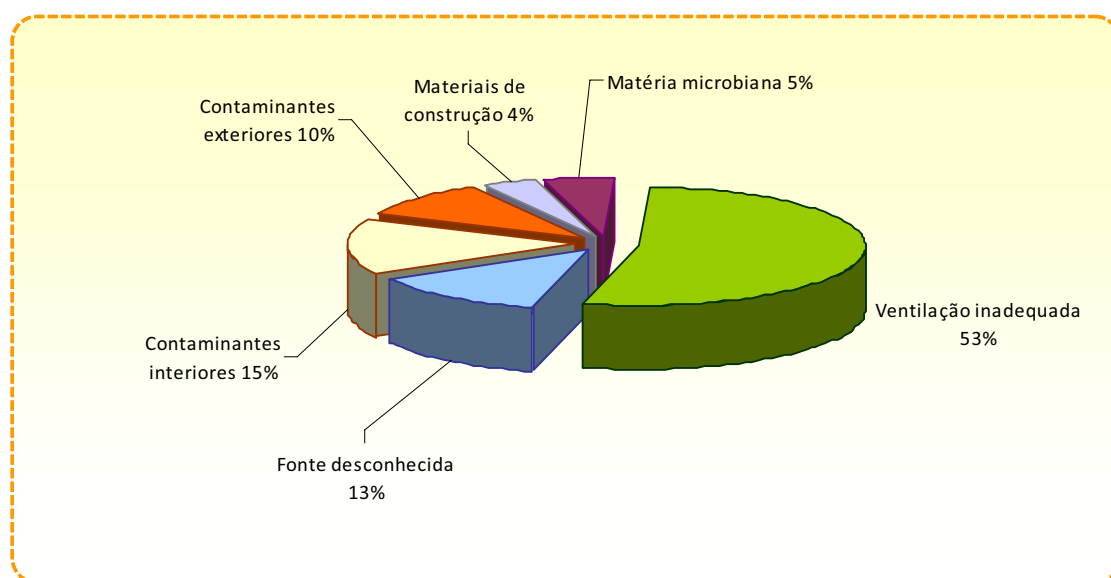


Figura 3. Fontes de queixa em edifícios avaliados pelo NIOSH.

[Fonte: adaptado de Kosa, 2002]

A ventilação inadequada está relacionada com a falta do ar fresco adequado e a distribuição desigual do ar fresco dentro de um edifício; a contaminação interna diz respeito normalmente às máquinas fotocopiadoras, produtos de escritório e produtos químicos; a contaminação exterior é causada pelo arrastamento de contaminantes, causado geralmente pela colocação imprópria da entrada de ar no edifício ou por mudanças periódicas nas condições do vento; a contaminação microbiana está associada geralmente à infiltração da água, à humidade interna elevada, aos humidificadores, e à canalização contaminada da ventilação; por último, os materiais de construção libertam compostos voláteis quando são novos. Quando se aumenta a ventilação após as primeiras utilizações dos espaços, aumenta a dissipação destes produtos químicos.

Portanto, o ar ambiente interior de um edifício resulta da interacção da sua localização, do clima, do sistema de ventilação do edifício, das fontes de contaminação e do número

de ocupantes do edifício. Alguns destes factores e parâmetros estão listados abaixo na Tabela 5 [APA, 2009].

3.4.1 Fontes de poluentes interiores e efeitos na saúde

Os poluentes podem ser gerados por fontes internas ou externas, incluindo actividades de manutenção, renovação e remodelação de edifícios, controlo de pestes e actividades dos ocupantes. São divididos em partículas (sólidos ou líquidos em gotículas) e gases ou vapores. Apesar de o fumo do tabaco ser o primeiro candidato a um dos principais poluentes atmosféricos interiores, existem outros componentes que são também apontados como contribuintes para o problema: amianto, radon e formaldeído, os alérgenos, tais como o pólen e mofo, são bem conhecidos para asmáticos. Estes poluentes são muitas vezes constituintes comuns do ar, e quando atingem concentração suficiente para a degradação da qualidade do ar ou para potencialmente causar efeitos adversos sobre a saúde, são classificados como contaminantes ou poluentes [APA, 2009].

Tabela 5. Parâmetros, poluentes e fontes que afectam a QAI

Parâmetros e Poluentes	Causas ou fontes de emissão
Temperatura e valores extremos de humidade	Colocação imprópria dos dispositivos de medição (termóstatos), deficiente controlo da humidade, incapacidade do edifício de compensar extremos climáticos, nº de equipamentos instalados e a densidade de ocupação.
Dióxido de carbono	Nº de pessoas, queima de combustíveis fósseis.
Monóxido de carbono	Emissões de veículos (garagens, entradas de ar), combustão, fumo do tabaco.
Formaldeído	Madeira prensada, contraplacado não selado, isolamento de espuma de ureia – formaldeído, tecidos, cola, carpetes, mobiliário, papel químico.
Partículas	Fumo, entradas de ar, papel, isolamento de tubagens, resíduos de água, carpetes, filtros de HVAC, limpezas.
Compostos Orgânicos Voláteis (COV)	Fotocopiadoras e impressoras, computadores, carpetes, mobiliário, produtos de limpeza, tintas, adesivos, calafetagem, perfumes, laca, solventes.
Ventilação inadequada	Medidas de poupança de energia e manutenção, má concepção do projecto de HVAC, operação deficiente de funcionamento, alteração do sistema de funcionamento do HVAC pelos ocupantes, concepção desajustada dos espaços.
Matéria microbiana	Água estagnada em sistemas de HVAC, materiais molhados e húmidos, desumidificadores, condensadores das torres de arrefecimento.

[Fonte: APA, 2009]

Os poluentes interiores têm origem numa grande variedade de fontes, incluindo os ocupantes e a sua actividade, materiais de construção e penetração de poluentes do exterior. Os efeitos adversos da poluição do ar na saúde dependem da exposição individual, por isso é importante conhecer a concentração dos poluentes do interior e avaliar a exposição a esses poluentes.

Os efeitos que cada um dos poluentes tem na saúde humana são bastante diferentes, agravados pela ocorrência simultânea de dois ou mais poluentes, os quais podem acarretar efeitos sinérgicos. A Tabela 6 apresenta um resumo de todos estes aspectos:

Tabela 6. Características dos poluentes do ar interior e efeitos na saúde.

Poluente	Características físico-químicas	Efeitos
PM₁₀	Material sólido ou pequenas gotículas de fumo, poeiras e vapor condensado no ar.	Olhos secos, problemas respiratórios, irritação do nariz e garganta, irritação na pele.
CO₂	Incolor.	Dores de cabeça, cansaço e falta de ar.
CO	Incolor; Inodoro.	Dores de cabeça, náuseas, cansaço e vertigens.
O₃	Incolor; Poderoso oxidante.	Irrita o tracto respiratório, podendo provocar dificuldades respiratórias.
HCOH	Incolor; Odor pungente; Muito solúvel em água; Muito reactivo.	Irritação nos olhos, nariz e garganta.
COV's	Solventes de uso comum (benzeno, tolueno, xileno, tricloroetileno, tetracloroetileno, entre outros).	Odores, sintoma de alergia, vertigens e dores de cabeça.

O paradigma da utilização da ventilação para garantir uma QAI adequada e minimizar a exposição dos ocupantes a determinados poluentes, surge devido à variedade de fontes e poluentes. Para poluentes provenientes de fontes interiores, como o formaldeído e COVs, a sua dispersão é restringida pelo invólucro do edifício e deve ser garantida a troca de ar entre o exterior e interior. Por outro lado, para poluentes essencialmente com fontes exteriores, como os pólenes, a renovação de ar do exterior deve ser reduzida, para minimizar o nível de exposição a este tipo de poluentes. Para poluentes com origem em fontes exteriores e interiores, por exemplo as partículas, óxidos de azoto e monóxido de

azoto, a garantia da renovação de ar vai depender da intensidade dos poluentes entre o exterior e o interior [Hansen *et al*, 2004; Souto, 1999].

Foram estabelecidas unidades para medir a qualidade do ar interior. O professor P. Ole Fanger (1998) definiu o “olf” (do latim *olfactus*) como a poluição que uma pessoa produz nas suas actividades diárias. Além disso, definiu também que um móvel, uma mesa de escritório com os seus papéis e utensílios equivale a 2 Olfs e uma estante média, com livros, plantas e objectos de adorno, polui como 3 Olfs.

A mensuração da quantidade de "olfs" depende da fonte padrão e da velocidade de fluxo do ar. A fonte padrão é uma pessoa sedentária com 1 met (taxa de metabolismo basal) exposta ao fluxo de ar de 10 L/s, cujo odor é detectado por um grupo de pessoas devidamente treinadas. Os materiais, em geral, de um escritório emitem até 0,5 Olfs por metro quadrado. Uma pessoa em actividade alcança os 6 Olfs, um fumador contínuo pode chegar a 25 Olfs e um atleta aos 30 Olfs.

O decipol “dp” é definido como a medida de percepção de odor, combinada através do nariz e os olhos do sentido químico do ambiente, com a sua carga de cheiros diferentes e elementos irritantes contidos no ar. A unidade é definida como a percepção de um olf diluído por um fluxo de ar puro de 10 l/s (Figura 4):

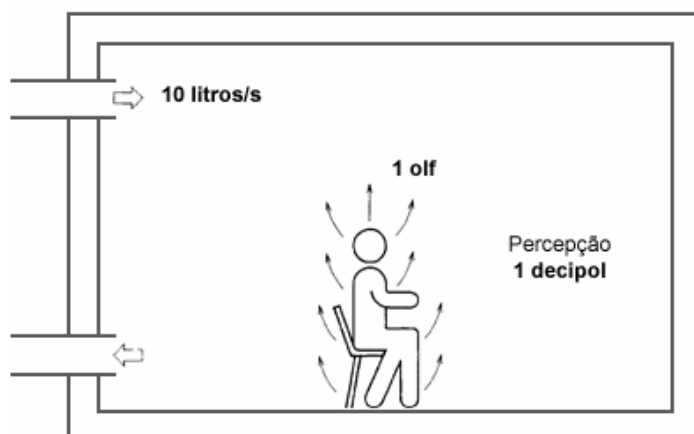


Figura 4. Ilustração da definição de decipol.

A Figura 5 ilustra a ideia: tendo em conta que a carga sensorial correspondente a uma pessoa padrão é designada de 1 olf e que um escritório desocupado prevê uma carga sensorial de 5 olfs se a poluição tiver origem nos objectos que preenchem o espaço, então, no caso de três pessoas ocuparem o escritório, a carga sensorial total no ar será 8 olfs e a ventilação deverá ser concebida para suportar esta carga [Spengler *et al*, 2000].

Contudo este modo de avaliar a carga poluente de um espaço sofre de algumas limitações, dado que nem todas as substâncias são percebidas e apresentam efeitos indesejáveis desiguais.

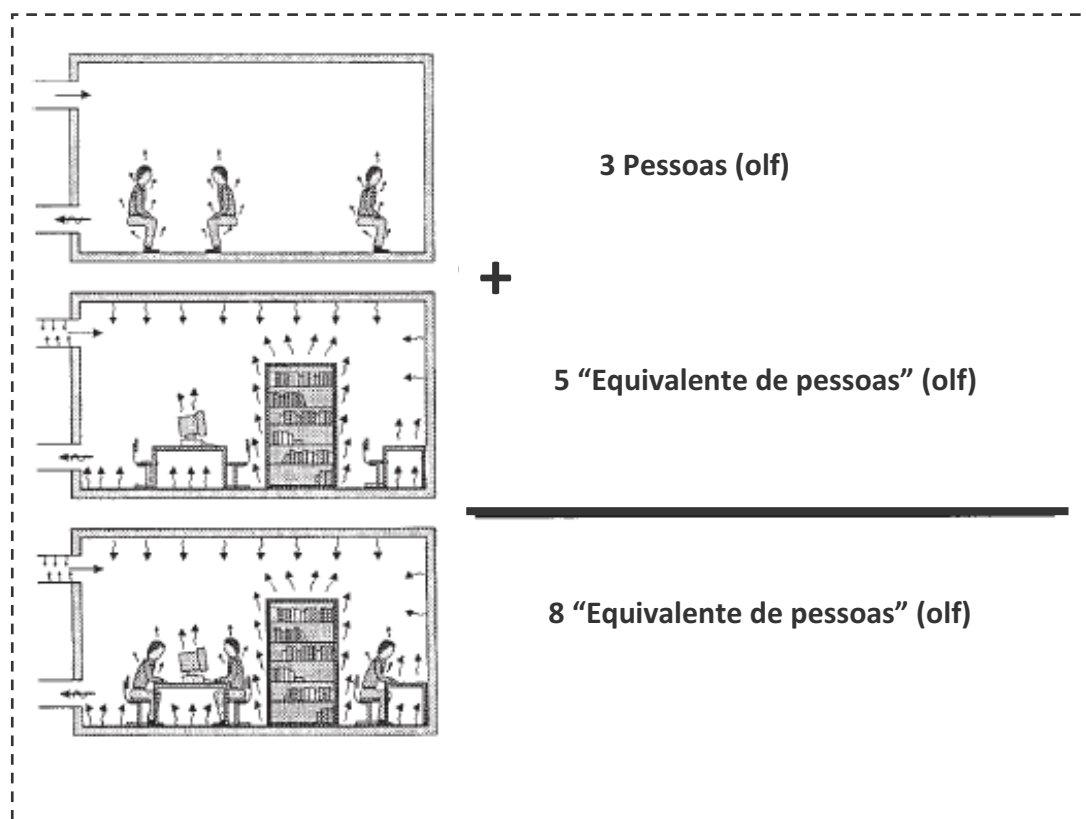


Figura 5. Exemplo ilustrativo da carga sensorial de poluição num escritório típico.

[Fonte: Spengler et al, 2000]

Em termos de saúde humana e segurança no trabalho, interessa conhecer os Valores Limite de Exposição (VLE). Estes valores limite são definidos na norma portuguesa NP 1796 (2004). Segundo esta norma, “os VLE são estabelecidos para uso na prática da Higiene do Trabalho e constituem apenas linhas orientadoras ou recomendações no controlo dos riscos potenciais para a saúde nos locais de trabalho, tendo em atenção que os níveis de contaminação devem ser sempre os mais baixos possível. Os VLE nunca devem ser utilizados como indicadores de toxicidade nem como linha divisória entre situações perigosas e não perigosas”.

Nesta Norma os VLE são definidos como sendo a *“concentração de agentes químicos à qual se considera que praticamente todos os trabalhadores possam estar expostos, dia após dia, sem efeitos adversos para a saúde”*. A Norma refere também valores limite de curta exposição, (*“short-term exposure limit”* ou STEL) e valores de concentração média ponderada no tempo (*“time weighted average concentration”* ou TWA).

O valor de TWA é definido na Norma NP 1796 (2004) como a *“concentração média ponderada para um dia de trabalho de 8 horas e uma semana de 40 horas, à qual se considera que praticamente todos os trabalhadores possam estar expostos, dia após dia, sem efeitos adversos para a saúde”*.

O valor de STEL é definido como a *“concentração à qual se considera que praticamente todos os trabalhadores possam estar repetidamente expostos por curtos períodos de tempo, desde que o valor STEL não seja excedido e sem que ocorram efeitos adversos (...)”*. Os períodos de tempo deverão ser inferiores a 15 minutos e não mais que 4 vezes ao dia.

O valor de MAX é definido na Norma como a *“concentração que nunca deve ser excedida durante qualquer período de exposição”*.

As listas de valores-limite admissíveis são úteis como valores indicativos para a avaliação dos riscos de exposição a contaminantes, mas há que ter em conta que:

- Se trata de valores experimentais;
- Só são válidos para contaminantes isolados;
- Os critérios de determinação não são os mesmos para todas as substâncias;
- Os valores não determinam qualquer fronteira entre ambientes perigosos e ambientes não perigosos.

3.4.2 Controlo da poluição do ar interior

A compreensão dos métodos possíveis de utilizar no controlo dos poluentes coloca a ventilação como uma solução em perspectiva, e enriquece o surgimento de novas oportunidades nesta temática.

Em termos gerais, as medidas de controlo recomendadas pela Organização Mundial da Saúde (OMS) com importância na prevenção da síndrome dos “edifícios doentes” e das doenças relacionadas com edifícios são: [Burroughs, 2004]

- (a) *Ventilação*: diluição do ar interior com ar exterior fresco, usando métodos mecânicos ou naturais. Aplica-se a produtos de combustão, a partículas biológicas, ao fumo do tabaco ou ao radão. Exemplo: abertura exterior/interior para remover o radão;
- (b) *Remoção ou substituição da fonte*: remoção das fontes de emissão interiores ou substituição por materiais ou produtos menos perigosos. Aplica-se a substâncias orgânicas, ao fumo do tabaco, etc. Exemplo: proibição de fumar em edifícios públicos;
- (c) *Modificação da fonte*: redução dos níveis de emissão através de mudanças na concepção ou nos processos ou ainda na contenção da emissão por barreiras. Aplica-se ao radão, amianto e substâncias orgânicas. Um exemplo particularmente importante é a utilização de barreiras plásticas para reduzir os níveis de radão;
- (d) *Filtração do ar*: purificação do ar interior por filtros ou precipitadores, entre outros. Aplica-se aos agentes biológicos e produtos de combustão;
- (e) *Ajustamento comportamental*: redução da exposição humana através da mudança dos padrões de comportamento, da educação do consumidor ou através de responsabilização legal. Aplica-se a substâncias orgânicas, produtos de combustão e fumo do tabaco. Exemplos são as zonas livres de tabaco;

A EPA (Environmental Protection Agency) defende que o controlo na fonte é a opção mais directa e viável quando uma fonte de poluentes relevante está presente. Controlar o poluente na sua fonte torna-se mais eficaz e tal pode compreender a exaustão de poluentes para a atmosfera, filtração localizada ou uma restrição da introdução de produtos (por exemplo, novos produtos de limpeza). O controlo ou a mitigação de todas

as fontes, entretanto, não são sempre possível ou práticas. A ventilação, natural ou mecânica, é a segunda aproximação mais eficaz a fornecer o ar interno aceitável.

Dever-se-á ter sempre em conta que a concentração de uma determinada espécie química poluidora pode ser controlada actuando em três parâmetros: no caudal de emissão, no caudal de remoção, e no caudal de ventilação. A estratégia que deve ser considerada preferencialmente é o controlo da taxa de emissão do poluente, quer por eliminação total das fontes de poluição, quer por substituição dessas fontes por outras menos poluidoras. Esta opção tem sido experimentada com sucesso na implementação de edifícios com muito baixa poluição interior.

Outra estratégia que permite reduzir a concentração da espécie poluidora consiste em aumentar a taxa de remoção por processos que não passem necessariamente pela ventilação. Segundo Fanger, a introdução de novos materiais de construção e de revestimento de mobiliário com capacidade de adsorver substâncias poluidoras pode ser uma alternativa. O mesmo investigador refere que este processo é preferível à remoção dos poluentes por sistemas de filtragem química ou física através da recirculação do ar. Esta preferência prende-se com o facto dos sistemas de retenção de partículas necessitarem de uma manutenção periódica para evitar que os materiais particulados sejam libertados posteriormente no ar interior. No entanto a eficácia do processo de adsorção das substâncias poluidoras pelos materiais de revestimento não foi comprovada, pelo que a estratégia frequentemente utilizada para manter a concentração dos poluentes dentro dos valores limite regulamentares faz-se com recurso à diluição através da substituição do “ar viciado” com “ar puro”.

Os valores admissíveis de concentração dos poluentes do ar no interior dos edifícios encontram-se especificados em normas e regulamentos. Em Portugal, os valores limite são estabelecidos pelo RSECE para 8 tipos de poluentes, nomeadamente, CO, CO₂, COVs, PM, O₃ e HCOH, Radão e microorganismos.

4. PROCEDIMENTOS PARA AVALIAÇÃO DA QAI NO ÂMBITO DO RSECE

4.1 Auditoria à QAI: definição e importância

Antes de realizar qualquer acção destinada a melhorar a QAI, devem ser avaliadas as condições existentes para determinar qual o caminho a tomar. Segundo uma publicação recente da OMS sobre os métodos disponíveis para avaliação da exposição à poluição do ar interior, a avaliação da presença de diferentes produtos químicos e biológicos no ar interior é bastante complexa. Um dos principais problemas é a disponibilidade de ferramentas de fácil aplicação analítica e que meçam baixas concentrações de poluentes presentes num ambiente normal. As concentrações de poluentes interiores podem também variar consideravelmente ao longo do tempo, dependendo das fontes e outros factores, o que representa outro desafio para a avaliação.

A avaliação da qualidade do ar tem um papel importante a desempenhar no âmbito da implementação de estratégias de gestão da qualidade do ar e os seus objectivos são delinear um processo com dados relevantes, através de uma caracterização adequada da poluição do ar, através de monitorização e/ou programas de modelação.

Algumas metodologias aplicadas ao ar exterior podem também ser utilizadas para a avaliação da QAI.

Cheong et al (2001) desenvolveu uma metodologia de auditoria à QAI, e que pretende estabelecer um método de análise simples e expedito nestes processos:

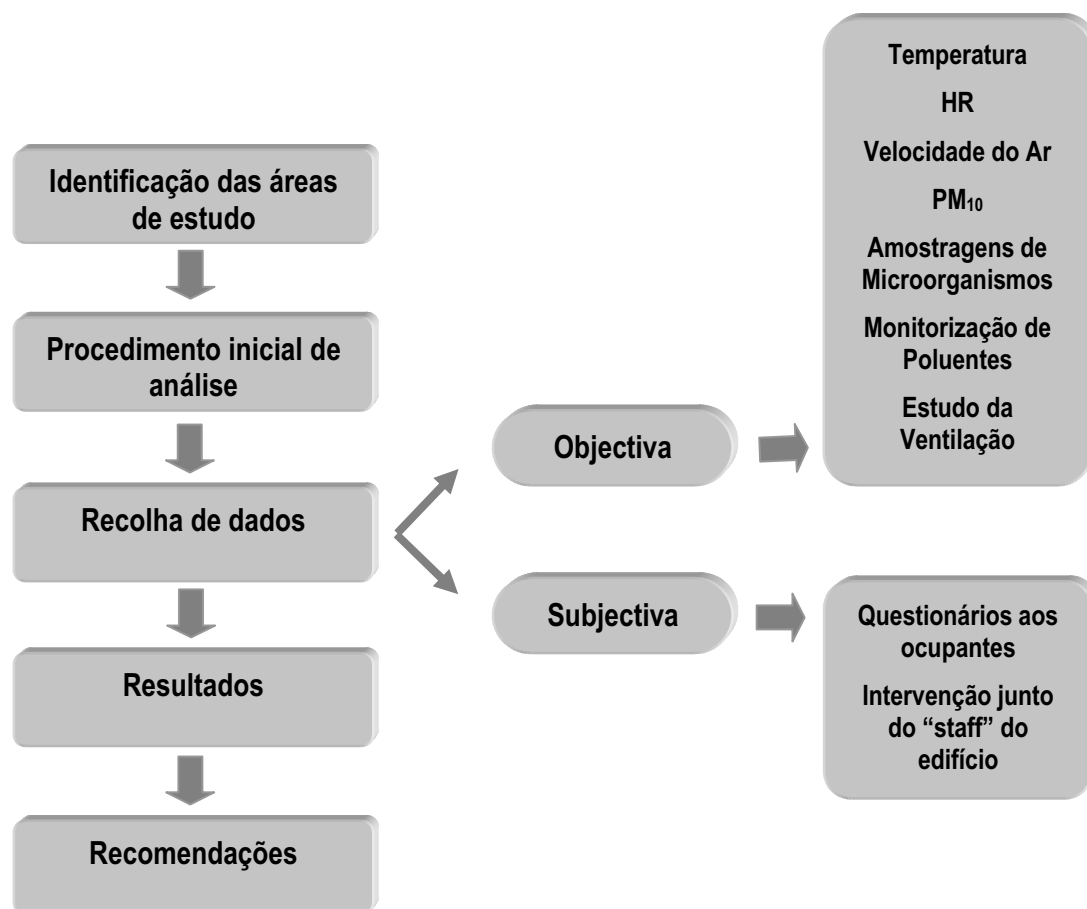


Figura 6. Metodologia de auditoria à QAI.

Encontrar tecnologias de monitorização adequadas à tarefa de auditar a QAI tem sido um desafio constante aos profissionais da área. Embora as tecnologias de monitorização tenham melhorado muito desde a década de 1970, são relativamente poucos os sistemas que foram concebidos unicamente para uso em ambientes residenciais, educacionais e comerciais. Os métodos de monitorização aprovados para cada poluente devem ser um método de referência. A sua descrição completa deve incluir informações sobre o método de amostragem e análise, sobre a garantia de qualidade e controle de qualidade (interno e externo) e procedimentos sobre os métodos de gestão de dados [Spengler *et al*, 2000].

4.2 Avaliação da QAI: procedimentos de uma fase inicial

Actualmente existem *guidelines* e normas específicas para amostragem do ar interior, quer a nível nacional, quer internacional, como por exemplo as ISO 16000, que constituem uma importante ferramenta para definir estratégias e procedimentos de amostragem e métodos de medição de determinados compostos químicos e microbiológicos. Algumas metodologias aplicadas ao ar exterior podem também ser utilizadas para a avaliação da QAI [Maroni et al, 1995].

Para caracterizar uma estratégia de amostragem é necessário definir locais, pontos, tempo, frequência e duração da mesma. A escolha da estratégia mais adequada terá como base aspectos como a dinâmica do ambiente interior (fontes dos poluentes, actividade humana, ventilação, etc., que afectam os níveis de poluição no espaço e tempo) e o objectivo da medição. A componente financeira é também indissociável da escolha da estratégia, havendo tendência a avaliar a QAI com base no mínimo de resultados analíticos possíveis. No entanto, é necessário assegurar um grau de confiança elevado desses resultados [Maroni et al, 1995].

Numa auditoria à QAI, a concentração de CO₂ é comumente usada como um indicador de avaliação da QAI e eficiência de ventilação. Têm sido sugeridas inúmeras relações entre a concentração interior elevada de CO₂ e os efeitos na saúde humana, os impactos do CO₂ na percepção dos ocupantes relativamente ao ambiente interior, a relação entre a concentração de CO₂ e outros poluentes, e a associação entre o CO₂ e taxa de ventilação [Hui et al, 2007 ^(a)].

4.2.1 Recolha de informação relativa ao edifício e espaços a auditar

O estudo de um edifício tem de ser muito bem delineado pois existem muitos factores a interagir, caso contrário, o estudo sairia muito caro e seria impraticável. É necessário recolher o máximo de informação de modo a que se possam isolar os factores críticos de determinado caso e elegê-los como aspectos a estudar. Cada edifício é pois um caso particular. Para tal existem algumas ferramentas que ajudam os auditores de um edifício a fazer essa selecção: checklists e questionários.

As checklists têm como objectivo ajudar o auditor a fazer um levantamento mais completo possível dos aspectos físicos que possam de alguma forma contribuir para os problemas da QAI: materiais de construção utilizados, sistemas de ventilação, sistemas de aquecimento/arrefecimento, rotinas de manutenção dos sistemas actividades desenroladas no edifício, rotinas de limpeza e fontes exteriores de poluição.

Numa primeira abordagem é essencial o responsável pela auditoria ter em conta os seguintes passos:

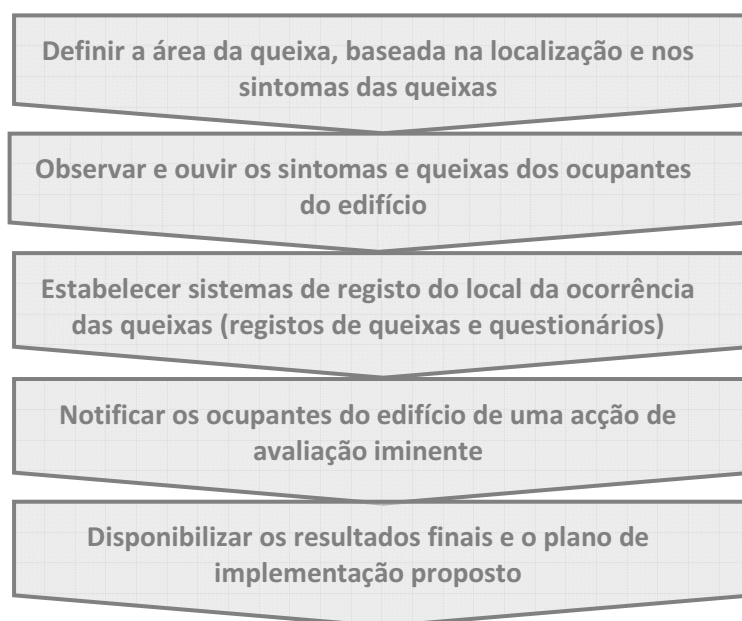


Figura 7. Procedimentos numa fase inicial da avaliação à QAI.

A existência de documentos disponíveis sobre a história do edifício, incluindo modificações, em particular as mais recentes, devem ser elementos de informação a considerar. Será também útil reunir com a administração do edifício para obter uma cópia das plantas dos andares do edifício e descrever o caso de estudo, acções de monitorização e planificação [APA, 2009; Kosa, 2002].

Além disso, deverão ser igualmente avaliadas situações em que a actividade original da área em estudo não seja a mesma da projectada actualmente, a densidade de ocupantes tenha aumentado, as áreas de trabalho terem sido convertidas para outros usos ou se foram colocados novos equipamentos, computadores, impressoras, fotocopiadoras ou humidificadores. Áreas onde estejam a decorrer, ou onde foram recentemente terminadas, actividades de remodelação, reparação, ou decoração, são também pontos a avaliar e deverá ser verificado se estão a ser usados procedimentos de controlo adequados para isolar pó, emanações de tintas e outros poluentes na forma gasosa e ou em vapor [APA, 2009].

Indicadores como odores, sobre lotação, falta de condições sanitárias, pó ou partículas, problemas de humidade e crescimento visível de fungos, ajudam a chamar a atenção

para possíveis fontes de poluentes. Por exemplo, na Tabela 7 são apresentados alguns indicadores de problemas assim como a identificação do tipo de queixas associadas.

Tabela 7. Odores indicativos de problemas nos edifícios.

Odor	Problema	Queixas
Gases de escape da exaustão	Monóxido de carbono	Dores de cabeça, vertigens, náuseas, cansaço
Odores Corporais	Sobre lotação, baixa taxa de ventilação (elevados níveis de CO ₂)	Dores de cabeça, abafamento, cansaço
Cheiro a mofo	Material microbiano	Sintomas de alergia
Cheiro a químicos	Formaldeído, pesticidas, outros químicos	Irritação dos olhos, nariz e garganta
Cheiro a perfumes, solventes	COV's	Sintomas de alergia, dores de cabeça
Cheiro a cimento molhado, pó, calcário	Partículas, sistema de humidificação	Olhos secos, irritação do nariz e garganta, problemas respiratórios, tosse, espirros
Odor de gás de esgoto (efluente)	Sifão de água seco nos drenos do chão de WC's e porões	Cheiro a efluente doméstico

[Fonte: APA, 2009]

Dever-se-á observar também se existem vestígios de mofo visível devido à condensação, fugas de água e infiltrações ou níveis de humidade elevados. Níveis de dióxido de carbono acima de 1000 partes por milhão (ppm) indicam que a taxa de ventilação é baixa e que há possivelmente a acumulação de outros poluentes transportados pelo ar, sendo portanto importante verificar o teor de dióxido de carbono [APA, 2009].

Na conclusão da avaliação inicial, deverá ainda ser possível identificar a natureza das queixas, e caso estas existam deverá ser feito um levantamento do número de ocupantes afectados, os parâmetros do sistema do edifício que podem estar relacionados com as queixas, possíveis deficiências do sistema de HVAC, operações gerais e condições de manutenção, sinais da interferência dos ocupantes com o sistema de ventilação e fontes (internas e externas) de poluentes [APA, 2009].

Durante a visita inicial também se seleccionará um local fixo de monitorização exterior, que deverá estar o mais perto possível da entrada de ar da UTA principal, que serve o local de teste.

4.3 Auditoria à QAI: amostragem espacial e temporal

4.3.1 Definição de zonas de avaliação no edifício

Quando se realiza uma avaliação da QAI procura-se realizar o número mínimo de medições, pelo que devem ser identificados locais e pontos de amostragem que sejam representativos da qualidade do ar do edifício em causa. Desta forma, devem ser consideradas as fontes dos poluentes, a natureza e a taxa de renovação do ar e outros factores que possam contribuir para a variação espacial das concentrações. A escolha dos locais e pontos de amostragem depende também do objectivo da medição [ECA, 1989].

Para caracterizar a QAI de um edifício nem sempre é necessário monitorizar todos os locais/compartimentos, devendo estes ser escolhidos tendo em conta a taxa e duração de ocupação de cada compartimento, possíveis queixas que possam haver, etc. [Hui et al, 2007; HKEPD, 2003].

Na avaliação dos parâmetros da QAI, fixados no RSECE, um edifício (ou fracção autónoma) objecto de avaliação deve dividir-se os espaços por “zonas” ocupadas. Para definir as zonas de medição no edifício, podem ser aplicados os seguintes critérios:

1. Os espaços a englobar numa mesma zona deverão ser contíguos e ser servidos pela mesma UTA, e no caso de não existirem UTA's, que sejam servidos pelo mesmo sistema de ventilação;
2. Os espaços numa mesma zona podem ainda apresentar determinadas características comuns, nomeadamente:
 - ✓ Apresentarem níveis e tipos semelhantes de actividades, cargas térmicas e fontes de emissão de poluentes;
 - ✓ Compartimentação e organização dos espaços; *open space*, gabinetes, etc;
 - ✓ Valores semelhantes das assimetrias e das gamas de variação de cada um dos parâmetros a medir;
3. Independentemente desta classificação por zona deve ser dada prioridade a zonas em relação aos quais existam registo de reclamações/queixas ou locais onde existam ocupantes mais susceptíveis;

É recomendado medir durante o período da manhã os poluentes provenientes da estrutura do edifício, mobiliário, ou da ventilação (formaldeído, COV's, contaminação

microbiana), se o sistema de ventilação for desligado durante a noite ou durante o fim-de-semana. É recomendado no final do dia de trabalho ou da actividade verificar os poluentes gerados pelos ocupantes (dióxido de carbono) ou pelas actividades dos ocupantes (uso de fotocopiadoras), de modo a monitorizar as concentrações presentes. Caso o edifício tenha adaptado um programa de um ciclo de economia, é importante considerar a época do ano, pois a entrada de ar exterior vai ser inferior durante o tempo mais frio ou quente, o que geralmente leva ao aumento das concentrações dos poluentes no interior dos edifícios. Algumas fontes também são sazonais, como é o caso de emissões dos sistemas humidificadores e de ar condicionado [APA, 2009]. Deste modo, a estratégia de avaliação à QAI cobrirá as condições mais desfavoráveis.

4.3.2 Períodos, número de pontos e localização de amostragens

A variação temporal das concentrações de poluentes é um aspecto que deve ser tido em conta na avaliação da QAI. Esta variação depende de parâmetros como a temperatura, humidade relativa, ocupação e actividade dos ocupantes, tipo de ambiente interior, ventilação (natural ou forçada), entre outros factores. [ECA, 1989]

Deve ser feita pelo menos uma medição de cada parâmetro exigido, conforme o nível de auditoria em causa, em cada uma das zonas definidas no edifício ou na fracção autónoma. Para locais de trabalho, uma amostragem contínua para um período de 8 horas, é uma boa aproximação à determinação da concentração média diária de um poluente. Se não for praticável uma amostragem de 8 horas em contínuo, 4 medições de meia hora, distribuídas ao longo do horário de trabalho, serão suficientes. [Ali et al, 2009; Hui et al, 2007 ^(a)]

De acordo com o RSECE, para uma estimativa do número mínimo de pontos (locais) de amostragem/medida pode ser utilizada a seguinte expressão, arredondado para a unidade:

$$N_i = 0,15 \times \sqrt{A_i}$$

Onde: N_i é o número de locais de medida na zona i ;

A_i é a área da zona i , em m^2

Relativamente à localização dos pontos de amostragem, os seguintes critérios importantes deverão ser tidos em conta:

1. A amostragem deverá ser conduzida num local que represente as actividades ocupacionais;
2. Os pontos de amostragem devem ser seleccionados de modo a minimizar o impacto nas actividades laborais;
3. As localizações dos pontos não devem estar a menos de 1 metro das fontes de contaminação, tais como fotocopiadoras, impressoras ou fumo de cigarros, etc;
4. Todas as medições devem ser feitas ao nível das vias respiratórias e sempre próximo do centro do espaço;
5. A origem e natureza dos poluentes químicos e bacteriológicos: a ubiquidade do dióxido de carbono em todos os ambientes interiores e exteriores enquanto por exemplo a presença de ozono, monóxido de carbono, COV's, bactérias e fungos estão bem localizados e distribuídos não aleatoriamente. O que poderá levar a diferentes pontos de amostragens de poluente para poluente.
6. Os tempos de medição devem ser representativos do período de funcionamento das actividades/ocupação. Entende-se por representatividade uma monitorização em contínuo, de acordo com os princípios dos métodos de amostragem e medição utilizados, e das seguintes definições:
 - ✓ Intervalo de tempo de medição – intervalo de tempo Δt_i durante o qual é efectuada uma medição simples;
 - ✓ Intervalo de tempo de monitorização – intervalo de tempo T durante o qual é efectuada uma série de medições simples ou em contínuo;
7. Os pontos deverão estar a pelo menos 0,5 m dos cantos, janelas, paredes ou divisórias, e as questões sobre a localização deverão ser devidamente documentadas;
8. As localizações dos pontos não deverão estar directamente por baixo ou em frente dos difusores de abastecimento de ar, unidades de difusão, ventoinhas, ou aquecedores (pessoais), etc., casos estas estejam presentes no espaço.

A estratégia de amostragem deve ser elaborada de modo a avaliar as piores condições, como mínimo de ventilação. O tempo de amostragem pode variar de acordo com o limite

de detecção do método analítico, as características da emissão da fonte, o grau em que a concentração de cada poluente varia ao longo do tempo, os objectivos específicos das medições, e as concentrações limite da OMS e de outras entidades de saúde pública de reconhecimento internacional. [APA, 2009]

Objectivos distintos, tais como a avaliação a uma exposição média ou a pior situação, terão estratégias de amostragem diferentes. Do mesmo modo, a amostragem de poluentes com efeitos crónicos deve ter uma abordagem diferente daqueles com efeitos agudos, devendo os primeiros ter, preferencialmente, durações de amostragem mais longas, que duram horas ou alguns dias. Medições de curta duração têm um tempo de amostragem igual ou inferior a 1 hora, e são aplicadas normalmente aos casos de emissões de curta duração e/ou intermitentes. Para posteriormente tomar decisões e medidas de mitigação, as amostragens de longa duração são a melhor abordagem para determinar a concentração média de um poluente interior. [ECA, 1989; Mui et al, 2006]

Relativamente às medições exteriores, nos locais de medição exteriores, que devem estar próximos da entrada de ar exterior para a área de estudo, deverá existir uma estação de monitorização com a monitorização de CO, CO₂, COV's, formaldeído, PM₁₀ e/ou PM_{2,5} e bioaerossóis. O equipamento de monitorização de local fixo deve ser colocado num local exterior seguro e o mais perto possível da entrada de ar exterior da UTA.

Deve-se recolher, por rotina, os dados horários dos parâmetros meteorológicos (direcção do vento, velocidade do vento, temperatura ambiente, humidade relativa ambiente, precipitação e radiação solar), a partir de uma estação meteorológica local ou do serviço meteorológico nacional. Tal deverá feito para que seja possível estabelecer uma relação entre a influência destes parâmetros, quer seja na melhoria da QAI (diluindo e renovando o ar interior), ou como agentes poluidores, ao transportar poluentes do exterior para o interior [APA, 2009].

4.3 Selecção dos equipamentos e métodos

Existe a possibilidade de optar por equipamentos de amostragem fixos (estações de medição) ou equipamentos móveis (de dimensões reduzidas ou estações móveis de monitorização), cujas amostragens/medições em vários pontos são feitas com o mesmo equipamento. A principal vantagem de amostragens fixas reside no facto de que as medições são feitas em simultâneo em todos os pontos, oferecendo informação que é directamente comparável, o que é particularmente importante na determinação de relações entre fontes de poluição locais e o estabelecimento da dispersão de poluentes na área. A escolha dos equipamentos para monitorização do ar depende dos seguintes factores: [Schnelle et al, 2002]

- ✓ Tipo e nível de concentração do poluente a analisar;
- ✓ Tempo médio de amostragem especificado pela norma em vigor;
- ✓ Custo do equipamento;
- ✓ Disponibilidade de pessoal habilitado;
- ✓ Presença no ar de materiais interferentes;
- ✓ Gama de medição e tempo de resposta dos equipamentos.

Os métodos de monitorização podem ser categorizados por medição em tempo-real ou de medições integradas. Os métodos que usam instrumentos de leitura em tempo-real medem o parâmetro continuamente. As medidas instantâneas podem ser gravadas ou podem ser agrupadas para se obter a média para um designado intervalo de tempo. Quando estes monitores são portáteis, podem ser movidos no espaço de teste, de modo a executarem medições em diversas localizações. Outros parâmetros (por exemplo, COV's) podem requerer métodos de recolha de amostra para um determinado (integrado) período de tempo. As amostras recolhidas são depois enviadas para um laboratório para análise. Estes métodos usualmente recolhem amostras em locais fixos.

Os métodos podem também ser classificados como métodos contínuos (métodos automáticos em que os níveis de um poluente são disponibilizados constantemente através de um instrumento de medida que opera com base em princípios físicos e/ou químicos) ou descontínuos (procedimentos manuais, ou semi-automáticos, em que o poluente em análise é separado do ar ambiente e concentrado num meio adequado à sua posterior medição por processos físicos e/ou químicos).

Além disso, os métodos poderão ser classificados de acordo com o procedimento de amostragem: métodos dinâmicos, onde o ar a amostrar é forçado a passar através de

uma unidade de colheita onde o poluente fica retido; ou métodos passivos: onde a recolha do poluente prescinde da utilização de qualquer força adicional.

O bom funcionamento dos equipamentos de medição da QAI é crítico para o sucesso de qualquer programa de amostragem ou de monitorização. Para garantir medições exactas, é necessária a calibração do equipamento, usando padrões com concentrações conhecidas da substância que se pretender quantificar, e também uma concentração de zero.

5. PARÂMETROS E POLUENTES CONSIDERADOS NA AUDITORIA À QAI NO ÂMBITO DO RSECE E SUA QUANTIFICAÇÃO

5.1 Introdução

A complexidade, o número de parâmetros do ar interior e a falta de conhecimento leva a que a avaliação da QAI seja feita de um modo incompleto: o ar interior é constituído por uma complexa mistura de compostos cuja origem e efeitos são pouco conhecidos por todos e os limiares estabelecidos ficam aquém da realidade, considerando os inúmeros compostos existentes. É clara a lacuna existente no conhecimento dos diferentes impactos dos contaminantes na saúde e conforto dos ocupantes dos espaços interiores [Bluyseen, 2008].

A pergunta: “Será que usamos os parâmetros correctos nas nossas normas para descrever a qualidade do ar interior?” emerge. Será que as taxas mínimas de ventilação, baseadas principalmente nas emissões de CO₂ e nas emissões de alguns materiais de construção, são o suficiente [Bluyssen, 2008]

A avaliação da poluição do ar interior é um processo complicado e moroso, e para delinear um guia fiável seria necessário um conhecimento detalhado das relações dose-resposta nos indivíduos em relação a todas as fontes de exposição, os tipos de efeitos tóxicos provocados pelos poluentes específicos e/ou misturas, a existência ou inexistência de limiares para especificados efeitos tóxicos, a importância das interações e da variação de sensibilidade aos níveis de exposição da população humana. No entanto, tais dados conclusivos sobre contaminantes ambientais geralmente estão indisponíveis [WHO, 2000].

Ao contrário de outros poluentes atmosféricos, as substâncias odoríferas no ar ambiente muitas vezes não são determinadas facilmente ou sistematicamente por meio de métodos analíticos, porque as concentrações são normalmente muito baixas. Além disso, os odores no ar ambiente são frequentemente decorrentes de uma mistura complexa de substâncias, e é difícil identificar as substâncias individuais; futuros trabalhos podem ter que se concentrar em odores percebidos pelos indivíduos em vez de separar as substâncias odoríferas [WHO, 2000].

A guideline emitida em 2000 pela OMS, Air Quality Guidelines for Europe – 2nd Edition e publicada pela primeira vez em 1987 e actualizada em 1997, pretende dar orientação na avaliação da QAI e estabelece valores guia para uma lista de 35 poluentes do ar exterior e interior. Desde que novos estudos foram publicados sobre os efeitos na saúde devido à poluição interior, que a OMS se comprometeu a rever as evidências científicas e a considerar as suas implicações nas normas de qualidade do ar. O resultado desta revisão

é apresentado numa nova guideline (2005), em que as informações incluídas nesta actualização estão relacionadas com quatro poluentes do ar comuns: partículas (PM), ozono (O₃), dióxido de nitrogénio (NO₂) e dióxido de enxofre (SO₂). O ponto de partida para a definição de valores de referência é definir a concentração mais baixa em que os efeitos adversos são observados.

O RSECE e a Nota Técnica NT-SCE-02 estabelecem os caudais mínimos de renovação de ar por espaço bem como as concentrações máximas de referência para os poluentes que serão objecto de monitorização no âmbito deste regulamento. Com base nestes documentos apresenta-se, de seguida, uma tabela comparativa entre os valores relativos às concentrações máximas de referência especificadas no RSECE e os valores guia da OMS:

Tabela 8. Concentrações máximas de referência dos poluentes no interior dos edifícios existentes.

Poluentes	Concentração Máxima de referência	
	RSECE [mg/m ³]	OMS [mg/m ³] e tempos de exposição
Partículas (PM10)	0,15	0,02 (1 ano) 0,05 (24 horas)
Dióxido de Carbono	1800	1000 (-)
Monóxido de Carbono	12,5	100 (15 min.) 60 (30 min.) 30 (1 hora) 10 (8 horas)
Ozono	0,2	0,1 (8 horas)
Formaldeído	0,1	0,1 (30 min.)
COV's	0,6	-
Radão	400 Bq/m ³	-
Bactérias	500 UFC/m ³ ar	500 UFC/m ³ ar
Legionella	100 UFC/L água	100 UFC/L água
Fungos	500 UFC/m ³ ar	500 UFC/m ³ ar

Existem centenas ou até mesmo milhares de substâncias químicas no ar, apresentando em alguns casos valores muito reduzidos de concentração, e a informação existente sobre os seus efeitos na saúde e no conforto dos ocupantes é bastante limitada. Os valores disponíveis dizem respeito apenas a algumas dezenas de produtos e só são aplicáveis correctamente se for admitido que a substância em análise é a única presente no espaço. Na realidade, as concentrações em que os diversos poluentes estão presentes no ar interior de um determinado espaço podem estar dentro dos limites

máximos admissíveis para não constituírem perigo para a saúde dos ocupantes, mas mesmo assim os ocupantes demonstrarem insatisfação em relação à qualidade do ar interior.

Apresenta-se de seguida uma listagem dos principais poluentes do ar interior de um edifício cuja ocorrência pode ser evitável ou pelo menos minimizável; a ordem pela qual são enunciados não está relacionada com a maior ou menor perigosidade pois todos representam um factor de risco para a saúde. Para os poluentes não abrangidos por guias ou regulamentos, podem ser consultadas bases de dados especializadas, como por exemplo a EPA, que apresenta publicações relativas a diversos poluentes interiores e um compêndio de métodos para a determinação de poluentes no ar interior, que estão disponíveis no *site* (<http://www.epa.gov/>). A OMS apresenta também guidelines nesta temática, nomeadamente, a guideline Air Quality 2005, que recomenda o desenvolvimento de guias específicos para a QAI. Estes documentos estão a ser elaborados e nos passados dias 3 a 6 de Novembro de 2009, decorreu um encontro em Bonn, Alemanha, que visou chegar a um consenso sobre a avaliação de risco para cada um dos poluentes interiores seleccionados, e recomendar as directrizes da OMS para a protecção da saúde pública contra esses riscos.

Neste capítulo serão ainda descritos os poluentes mais comuns do ar interior e que são abrangidos pelo RSECE-QAI, nomeadamente, partículas (PM_{10}), dióxido de carbono (CO_2), monóxido de carbono (CO), ozono (O_3), formaldeído (HCHO), compostos orgânicos voláteis (COV's), radão, bactérias, fungos e *legionella*. Ao longo do texto, quando se menciona a Nota Técnica, refere-se ao documento elaborado pela APA no âmbito do RSECE-QAI (Nota Técnica NT-SCE-02).

Este capítulo tem ainda como objectivos fazer uma análise dos métodos de avaliação da QAI adoptados no âmbito do RSECE e levantar algumas questões problemáticas relacionadas com a escolha dos poluentes a avaliar e métodos elegidos para analisar os mesmos.

5.2 Parâmetros considerados no RSECE e sua quantificação

5.2.1 Temperatura e humidade relativa

A temperatura e a humidade relativa são dois dos vários parâmetros que afectam o conforto térmico, portanto, a avaliação destes é bastante relevante. Estes parâmetros já foram abordados no Capítulo 3 – Percepção da QAI.

Além de afectar o conforto térmico, diversos estudos revelam que a temperatura do ar e a humidade relativa influenciam também a percepção da QAI; Fang et al (1998) descobriu que a aceitabilidade da QAI diminui significativamente com o aumento da temperatura e humidade relativa.

A temperatura do ar é talvez o parâmetro mais importante para a definição do conforto térmico de um local pois na maioria dos casos a percepção imediata da insatisfação está directamente relacionada com a grandeza em questão. É portanto um factor que afecta o conforto térmico e, em combinação com os outros parâmetros, é um factor chave no balanço energético humano, sensação térmica, conforto, desconforto e percepção de qualidade do ar [Spengler et al, 2000].

A humidade relativa do ar afecta a taxa de evaporação de água da pele, alterando a temperatura da pele e o equilíbrio do calor do corpo. Nas habitações produz-se, geralmente, cerca de 10L de humidade/dia (preparação de refeições, lavagens, e transpiração). Nestes casos não é necessário humidificar, mas pode ser necessário desumidificar. A humidade aceitável para humanos varia entre 30 e 50% como humidade relativa. Para níveis superiores, há riscos de condensação nas paredes e janelas que danificam os edifícios e originam a formação de bolores e favorecem o desenvolvimento de outros microorganismos [Spengler et al, 2000].

5.2.1.1 Métodos de medição da temperatura e humidade relativa

Existem vários métodos para a medição da temperatura e humidade relativa, desde o simples termómetro para a temperatura e o termómetro de bolbo seco e húmido (psicrómetro) para a humidade, a instrumentos electrónicos sofisticados equipados com sensores de estado sólido. Os requisitos dos equipamentos para tais medições incluem a exactidão, a facilidade de instalação e um custo baixo [APA, 2009].

De seguida apresentam-se os métodos mais usuais na medição da humidade relativa e temperatura:

PSICRÓMETROS

Os psicrómetros são aparelhos que servem para avaliar a humidade relativa. São constituídos por dois termómetros e a principal diferença entre eles é que um trabalha com o bolbo seco e o outro com o bolbo húmido, e são muito usados para medir a temperatura da formação do orvalho (ponto de orvalho) e a humidade relativa do ar.

O bolbo húmido é revestido na ponta por um material poroso (geralmente algodão) e arrefecido por uma corrente de ar; o bolbo seco mede a temperatura ambiente. A humidade ambiente pode ser determinada a partir da diferença entre as duas temperaturas.

Um ventilador eléctrico (no caso de um psicrómetro equipado com motor) ou uma simples ventoinha manual do aparelho (no caso de um psicrómetro de dois ramos) são utilizados para produzir a corrente de ar [APA, 2009].

HIGRÓMETROS

É um instrumento utilizado na medição da humidade presente nos gases, mais especificamente na atmosfera. É usado principalmente em estudos do clima, mas também em ambientes interiores onde a presença de humidade excessiva ou abaixo do normal pode causar desconforto térmico.

Os dispositivos são pequenas unidades electrónicas compactas com um ecrã digital para medições pontuais ou registo contínuo da humidade relativa. Um higrómetro usa um sensor que altera a sua resistência ou capacidade com a variação da humidade. O sensor é geralmente um sal higroscópico ou um pequeno filme condensador que absorve o vapor, produzindo um valor de saída proporcional. Estes equipamentos devem ser calibrados pelo menos uma vez por ano. Geralmente, existem conjuntos de calibração (*kits*) disponibilizados pelo fornecedor, ou a unidade pode ser enviada para um laboratório para calibrar [APA, 2009].

SENSOR CAPACITIVO

Um sensor ou transdutor capacitivo é um condensador que exhibe uma variação do valor nominal da capacidade em função de uma grandeza não eléctrica. Uma vez que um condensador consiste basicamente num conjunto de duas placas condutoras separadas por um dieléctrico, as variações no valor nominal da capacidade podem ser provocadas por redução da área frente a frente e da separação entre as placas, ou por variação da constante dieléctrica do material.

Um sensor capacitivo de humidade explora a dependência da constante dielétrica de alguns materiais com o teor de água no ar ambiente. O dielétrico é neste caso constituído por uma película fina de um material simultaneamente isolador e higroscópico, que se encontra em contacto com o ambiente cuja humidade relativa se pretende medir.

TERMORESISTÊNCIAS

Uma termoresistência (RTD do inglês *Resistance Thermometer Detector*) é um dispositivo que permite conhecer a temperatura do meio ambiente, recorrendo à relação entre a resistência eléctrica de um material e a sua temperatura. A maior parte das termoresistências são feitas de platina, e geralmente, uma termoresistência é identificada pelo material que a constitui e pela resistência que apresenta a 0°C (por exemplo, uma Pt-100 é uma termoresistência de platina que a 0°C apresenta uma resistência de 100Ω) [site: *Omega Engineering Co*].

A platina é o material mais empregado pelas seguintes razões:

- ✓ É estável, resiste à corrosão e ataque químico;
- ✓ É facilmente trabalhada, podendo ser produzida na forma de fios de pequeno diâmetro;
- ✓ Apresenta um ponto de fusão elevado;
- ✓ Apresenta uma ampla escala de temperatura (-200 °C a 850°C);
- ✓ Pode ser obtida com alto grau de pureza;
- ✓ Apresenta uma relação simples entre resistência e temperatura.

Recentemente os sensores de platina passaram a ser fabricados a partir da deposição de filmes de platina sobre uma base cerâmica. As dimensões conseguidas são bastante reduzidas e as resistências elevadas e apresentam um bom tempo de respostas.



Figura 8. Sensores de resistência de platina fabricados por deposição de filme.

[Fonte: www.omega.com]

TERMOPARES

Os termopares são dispositivos electrónicos com larga aplicação para medir temperaturas. O funcionamento dos termopares é baseado no Efeito de Seebeck: a junção de dois metais gera uma tensão eléctrica que é função da temperatura. Por tal, a classificação de um termopar é feita de acordo com os dois metais que o constitui. São equipamentos de baixo custo e devido à sua popularidade estão disponíveis em variadas sondas, cobrindo temperaturas entre os -200 e os 1370 °C, tendo uma sensibilidade de aproximadamente 41µV/°C.

A escolha de um termopar deve ser feita considerando todas as possíveis variáveis e normas exigidas pelo processo, os termopares disponíveis no mercado têm os mais diversos formatos, desde os modelos com a junção a descoberto que têm baixo custo e proporcionam tempos de resposta rápidos, até aos modelos que estão incorporados em sondas. De seguida é feita uma breve referência aos diferentes tipos de termopares existentes:

- ✓ Tipo K: é um termopar de uso genérico. Tem um baixo custo e, devido à sua popularidade estão disponíveis variadas sondas;
- ✓ Tipo E: tem uma elevada sensibilidade (68 µV/°C) que o torna adequado para baixas temperaturas;
- ✓ Tipo J: a sua gama limitada (-40 a 750 °C) é a responsável pela sua menor popularidade em relação ao tipo K;

- ✓ Tipo N: a sua elevada estabilidade e resistência à oxidação a altas temperaturas tornam o tipo N adequado para medições a temperaturas elevadas;
- ✓ Tipo B, R e S: estes termopares apresentam características semelhantes. São dos termopares mais estáveis, contudo, devido à sua reduzida sensibilidade (da ordem dos 10 $\mu\text{V}/^\circ\text{C}$), utilizam-se apenas para medir temperaturas acima dos 300 $^\circ\text{C}$. Note-se que devido à reduzida sensibilidade destes termopares, a sua resolução de medida é também reduzida;
- ✓ Tipo T: é dos termopares mais indicados para medições na gama dos -270 $^\circ\text{C}$ a 400 $^\circ\text{C}$.

Tabela 9. Constituição e gamas de temperaturas de vários termopares.

Tipo	Constituição	Gama de temperatura [$^\circ\text{C}$]
B	Platina / 30 % Ródio-Platina	0 – 1800
E	Cromel / Constantan	-270 – 1000
J	Ferro / Constantan ¹	-210 – 750
K	Cromel / Alumel ²	- 270 – 1370
N	Nicrosil / Nisil ³	- 270 – 1300
R	Platina / 13% Ródio-Platina	- 50 – 1750
S	Platina / 10% Ródio-Platina	-50 – 1750
T	Cobre / Constantan	-270 – 400

[Fonte: Norma ASTM E-230]

¹ Constantan: Cobre-níquel

² Cromel: Níquel-crómio
Alumel: Níquel-alumínio

³ Nicrosil: Níquel-Crómio-Silício

TERMÍSTORES

Os termístores são semicondutores cuja resistência varia com a temperatura. A sensibilidade térmica destes é cerca de dez vezes superior à das resistências metálicas (valores em $M\Omega$). O seu coeficiente é geralmente negativo (NTC-Negative Temperature Coefficient) e depende da temperatura (varia inversamente a esta).

Um termistor é constituído por uma haste ou disco de vários óxidos de manganésio, níquel, cobalto, cobre, ferro e outros metais. A sua gama de utilização vai tipicamente de $-40\text{ }^{\circ}\text{C}$ a $150\text{ }^{\circ}\text{C}$.

A resistência eléctrica dos termistores pode variar tanto de forma proporcional ou inversa com o aumento de temperatura ao qual o sensor for exposto. Por essa característica é feita uma classificação dos termistores: o termistor NTC (*Negative Temperature Coefficient*) cujo coeficiente de variação de resistência com a temperatura é negativo, a resistência diminui com o aumento da temperatura; o termistor PTC (*Positive Temperature Coefficient*) cujo coeficiente de variação de resistência com a temperatura é positivo, a resistência aumenta com o aumento da temperatura.

5.2.2 Taxa de ventilação

A ventilação é um processo de renovação de ar vindo do exterior para o interior de um edifício e é um factor importante na diluição de odores e limitação da concentração de CO_2 e poluentes do ar como poeira, fumos e compostos orgânicos voláteis. A ventilação poderá ser feita recorrendo a sistemas mecânicos, que podem também fornecer calor e desumidificar o espaço, ou através de estratégias de ventilação natural [Godish, 2001].

A ASHRAE definiu uma taxa de ventilação como sendo uma taxa suficiente para assegurar uma QAI aceitável e é normalmente traduzida em termos de caudal volúmico de ar, ou caudal volúmico de ventilação, Q , expresso em l.s^{-1} ou $\text{m}^3.\text{h}^{-1}$. Outro indicador usual na quantificação da taxa de ventilação de espaços interiores é o número de renovações horárias, R_{ph} , também designado na literatura por taxa de renovação horária ou simplesmente, renovação horária ("Air Change Rate"- ACR) e pode ser entendida como o número de vezes que o ar de um espaço é renovado em cada hora [ASHRAE, 2001].

O número de renovações horárias está relacionado com o caudal volúmico de ventilação pela equação seguinte:

$$R_{ph} = \frac{Q}{V}$$

Onde:

R_{ph} = número de renovações horárias [h^{-1}]

Q = caudal volúmico de ventilação [$\text{m}^3 \cdot \text{h}^{-1}$]

V = volume efectivo do espaço [m^3]

A ventilação é considerada uma dos principais factores que interferem na qualidade do ar interior: sendo uma das principais ferramentas no controlo da qualidade do ar, a ventilação é definida como a combinação de processos que resultam não só no fornecimento de ar externo, mas também na renovação do ar interior carregado de poluentes. No entanto, os sistemas de ventilação quando mal operados e sem manutenção adequada, tornam-se fontes potenciais de poluentes, principalmente de partículas e microrganismos (decorrentes da acumulação de humidade nesses sistemas). Uma ventilação deficiente é extremamente prejudicial à saúde pois influencia negativamente no controlo da humidade e prevenção da condensação. O sistema de ventilação pode constituir uma fonte de riscos para a saúde, por exemplo no caso de crescimento de microrganismos e emissões de compostos orgânicos voláteis causados pela acumulação de partículas nos sistemas de ventilação. Por tal, o design e orientação dos edifícios têm um papel determinante na eficácia de qualquer estratégia de ventilação. [ANSI/ASHRAE, 2004]

No DL 79/2006, anexo VI são especificados os caudais mínimos de ar novo a usar de acordo com a tipologia dos espaços (Tabela 47, Anexo 1).

5.2.2.1 Métodos de medição da taxa de ventilação

A taxa de ventilação é geralmente medida quer nas condutas de ventilação, onde o movimento é relativamente rápido, quer no espaço em avaliação, onde geralmente, se deve manter a uma velocidade do ar baixa ($< 0,20 \text{ m/s}$).

As técnicas de medição e monitorização da taxa de ventilação contempladas pela Nota Técnica elaborada pela APA (2009) incluem os tubos de fumos, anemómetros térmicos e traçadores químicos.

TUBOS DE FUMO

Os tubos de fumo são bastante úteis na medição qualitativa do fluxo de ar e da direcção, podendo ajudar a seguir o movimento dos poluentes e identificar gradientes de pressão. São fáceis de utilizar e frequentemente aplicados durante uma auditoria: o seu uso ajuda a identificar a circulação de ar dentro do espaço em avaliação, pois a dispersão do fumo sugere uma boa circulação, ao passo que, se o fumo permanecer parado, indica má circulação.

O fumo produzido por estes dispositivos poderá ter efeitos irritantes e portanto, estes dispositivos devem ser usados com cuidado [Spengler et al, 2000].

ANEMÓMETROS TÉRMICOS

Estes equipamentos dão uma leitura directa da velocidade do ar em condutas. São munidos de uma sonda (geralmente um condutor eléctrico aquecido) e a corrente necessária para manter a sonda a uma temperatura constante está relacionada com a velocidade do ar, ou seja, o fluxo de ar que faz arrefecer o sensor é proporcional à velocidade do ar. As sondas são muito sensíveis e podem medir velocidades tão baixas como 0,05 m/s (10 m/min) [Spengler et al, 2000].

Estes sensores compreendem uma esfera de alumínio que contém um termistor, que é aquecido até 100°C por uma corrente eléctrica. O calor gerado é dissipado uniformemente na esfera de alumínio, sendo arrefecida pela corrente de ar a medir, e que por sua vez provoca o aumento da resistência do termistor. Uma vez que este sensor mede em qualquer direcção do escoamento, é usado quando não se conhece a direcção do escoamento [Spengler et al, 2000].

Os cuidados a ter no uso destes sensores são: não ultrapassar os limites de temperatura indicados, pois além de poder danificar o sensor também pode indicar valores errados; como mede o escoamento em qualquer direcção, não deverá ser usado em escoamentos turbulentos porque dá origem a valores de velocidade superiores, por exemplo, aos dos obtidos pelo anemómetro de turbina; e a medição deverá ser feita num torço recto da conduta suficientemente longo [Spengler et al, 2000].

ANEMÓMETROS DE TURBINA

Este dispositivo permite a medição do caudal através da velocidade do ar. O princípio de funcionamento desta sonda é baseado na conversão do movimento rotativo em impulsos electrónicos: a passagem do escoamento faz girar a turbina e a existência de um

interruptor indutivo “conta” as rotações da turbina, originando uma série de impulsos que são convertidos pela unidade de medida num valor de velocidade. [Spengler et al, 2000]
Os cuidados a ter no uso destes sensores são: fazer as medições a poucos centímetros da secção de medida; deslocar continuamente o instrumento ao longo de toda a extensão da secção de medida; observar durante a medição se não há alteração nas condições do escoamento; e o eixo da turbina deverá ser colocado em paralelo com o sentido do escoamento [Spengler et al, 2000].

TRAÇADORES QUÍMICOS

Um dos principais métodos utilizados na determinação da taxa de ventilação dos compartimentos dos edifícios é o método do gás traçador. Este método consiste na injeção de uma determinada quantidade de um gás com propriedades específicas no interior do compartimento em estudo.

Os traçadores químicos são uma ferramenta versátil para a determinação dos caudais de ar em sistemas de ventilação de edifícios, gabinetes, etc. Estas técnicas permitem determinar as taxas de ventilação bem como os padrões de circulação do ar. Permitem ainda medir os caudais de ar em sistemas de ventilação onde os anemómetros de fio aquecido não são práticos de utilizar ou exactos, avaliar os caudais de exaustão, a taxa de recirculação, bem com a eficiência dos sistemas de exaustão.

Neste método admite-se que se verificam as seguintes condições: a concentração do gás traçador é homogénea no espaço em estudo, existe uma mistura perfeita e imediata entre o ar e o gás traçador (homogeneização completa) e a produção do gás traçador não altera a densidade do ar.

Referem-se seguidamente algumas das técnicas usadas no método do gás traçador, que serão, adiante objecto de uma análise mais aprofundada:

c₁) Técnica do decaimento

c₂) Técnica da emissão constante

c₃) Técnica do estado estacionário (equilíbrio)

c₄) Técnica da emissão constante com recolha passiva – PFT

Para cada uma das técnicas acima referidas é definido um determinado procedimento relativo às condições e ao modo como é medida a concentração do gás traçador ao longo do tempo. Como o sucesso da aplicação deste método depende em grande medida das propriedades do gás utilizado, antes de proceder a uma análise mais pormenorizada de

cada uma dessas técnicas, serão abordados os aspectos fundamentais relacionados com as características dos gases traçadores.

De modo a que a determinação da renovação do ar possa ser efectuada com sucesso, o gás traçador deve, em primeiro lugar, ser fácil de detectar e constituir uma mistura homogénea com o ar num intervalo muito curto de tempo depois de libertado. Para além desses requisitos fundamentais, a escolha do gás traçador deve basear-se também no seguinte conjunto de características: [ASTM, 2000]

- ✓ Não ser tóxico e não apresentar risco para a saúde com os valores de concentração usados;
- ✓ Ser inerte;
- ✓ Estar de preferência ausente (ou presente em concentrações muito baixas) no ar interior e exterior;
- ✓ Ter um valor de massa molar não muito diferente do valor médio do ar ($29\text{g}\cdot\text{mol}^{-1}$);
- ✓ Não ser inflamável nem explosivo;
- ✓ Não ser dispendioso;
- ✓ Não sofrer decomposição ou reagir com o ar ou com componentes do edifício.

Os gases mais frequentemente utilizados como gases traçadores são: [ASTM, 2000]

- ✓ Hexafluoreto de enxofre, SF_6 ;
- ✓ Dióxido de carbono, CO_2 ;
- ✓ Peróxido de azoto (óxido nitroso), N_2O ;
- ✓ Perfluorbenzeno (PB), C_6F_6 ;
- ✓ Perfluormetilbenzeno (PMB), C_7F_8

Embora o dióxido de carbono não possa ser considerado como um gás traçador no sentido estrito do termo (uma vez que está presente na atmosfera), é muitas vezes utilizado com essa finalidade, em virtude de apresentar muitas das características indicadas para gás traçador. De acordo com a informação em ASTM (2000), por ordem decrescente de aspectos positivos, verifica-se em relação ao CO_2 que:

- ✓ Não é dispendioso;
- ✓ Não é inflamável nem explosivo;

- ✓ Tem uma massa molar ($M=44\text{g.mol}^{-1}$) relativamente próxima da massa molar média do ar ($M=29\text{ g.mol}^{-1}$);
- ✓ É fácil de analisar – a concentração mínima detectável é de 3 ppm, sendo no entanto aconselhável usar uma concentração mínima 100 vezes superior, com o objectivo de garantir que haja uma proporcionalidade directa entre os valores lidos no aparelho e a concentração;
- ✓ Apresenta uma toxicidade baixa, não constituindo risco de saúde para os ocupantes do espaço desde que sejam assegurados os limites recomendados. O valor limite de exposição permitido corresponde a uma concentração máxima média nos locais de trabalho de 5000 ppm, (8h diárias de exposição, numa semana de trabalho de 40 h).

Como características negativas identifica-se o seguinte conjunto:

- ✓ Pode ser absorvido pelos materiais de revestimento do compartimento em estudo, como sejam placas de gesso cartonado ou placas de fibras de madeira (MDF), ainda que em baixa percentagem;
- ✓ Está presente no ar exterior, pelo que esta concentração tem de ser tomada em conta no processo de detecção e na resolução da equação de balanço mássico;
- ✓ É produzido pelos ocupantes da zona em estudo.

O facto de o CO_2 ser um produto resultante do metabolismo dos utentes é no entanto um dos motivos deste gás ser amplamente usado com gás traçador na avaliação da ventilação de espaços como escritórios, habitações, hospitais ou escolas, caracterizados por períodos de permanência prolongada dos ocupantes [Mai et al, 2003].

Pretende-se seguidamente analisar as técnicas de medição, nomeadamente a técnica do decaimento, a técnica da emissão constante e a técnica do estado estacionário. Abordar-se-á também a técnica de emissão constante com recolha passiva, PFT (“Perfluorcarbon tracer”), devido à cada vez maior atenção que esta técnica merece dos investigadores.

c₁) Técnica do decaimento

Nesta técnica uma determinada quantidade de gás traçador é libertada no espaço a ser estudado de modo a obter-se uma concentração inicial uniforme. A partir desse instante, o decaimento da concentração do gás é medido ao longo do tempo.

A *American Society of Testing Materials International* (ASTM), desenvolveu um método E741-00, designado por “*Standard Test Method for Determining Air Exchanges in a*

Single Zone by Means of a Tracer Gas Dilution," que permite determinar as taxas de ventilação de um edifício utilizando a técnica de diluição por gás traçador, sendo a metodologia do decaimento da concentração a mais utilizada e simples e que consiste na injeção do gás traçador SF_6 no espaço em avaliação, e uma vez atingida uma concentração uniforme, é avaliado o decaimento da concentração de SF_6 durante um período de tempo de 15 minutos a 4 horas. A concentração de gás traçador é determinada pelo método de cromatografia gasosa com um detector de captura de electrões acoplado [Winberry et al, 1993]. No Anexo 2 – Equação de cálculo da taxa de renovação do ar, estão descritos os passos para dedução da Equação que permite calcular a taxa de ventilação.

Nesta técnica é assumido que o regime é permanente, nomeadamente a temperatura interior e exterior são uniformes e não variam ao longo do tempo e que o vento é estacionário durante o período de medições. Na prática não é certo que assim aconteça. Segundo a norma E-741 da ASTM, para diminuir a incerteza associada ao método, o intervalo entre duas medições sucessivas deve ser de 2 minutos e prolongar-se por um intervalo de tempo idêntico à "constante de tempo nominal". A "constante de tempo nominal" é definida como o inverso da taxa de renovação horária.

Quando o gás traçador usado na técnica do decaimento é o dióxido de carbono produzido pelo metabolismo dos ocupantes, as medições da concentração em função do tempo iniciam-se no instante de saída dos ocupantes do espaço em estudo. Uma situação crítica ocorre quando a saída dos vários ocupantes do espaço em estudo não se faz em simultâneo, demorando um certo tempo até todos abandonarem o local; verifica-se, nestas condições, um decaimento da concentração do CO_2 inferior àquele que se verificaria na hipótese de todos os ocupantes abandonarem o espaço ao mesmo tempo.

A técnica do decaimento permite obter directamente o valor de R_{ph} a partir dos valores das concentrações interior e exterior. No entanto, a determinação do caudal de ventilação, Q , vai depender do volume efectivo calculado para a zona ventilada, o que aumenta a incerteza associada ao método [Persily, 1997].

c₂) Técnica da emissão constante

O gás traçador é introduzido no compartimento em estudo a uma taxa constante, sendo medida e registada a variação da concentração ao longo do tempo. Ao contrário da técnica do decaimento, a concentração do gás traçador vai aumentando ao longo do tempo. A curva de crescimento obtida é tanto mais acentuada quanto maior for a taxa de

produção do gás traçador por unidade de volume do espaço e quanto menor for a taxa de renovação, R_{ph} .

Admitindo que se verificam todos os pressupostos indicados para o método do gás traçador, na técnica da emissão constante, a concentração do gás libertado no compartimento em estudo a uma taxa constante e conhecida, vai aumentando ao longo do tempo até atingir uma concentração aproximadamente constante.

c₃) Técnica do estado estacionário (equilíbrio)

Esta técnica, também designada por técnica do equilíbrio, corresponde ao prolongamento da técnica de emissão constante. A libertação do gás traçador no espaço em avaliação é mantida a uma taxa constante, acabando, após um intervalo de tempo mais ou menos longo, por ser atingida uma concentração aproximadamente constante. O período de medições decorre após a obtenção do estado estacionário.

c₄) Técnica da emissão constante com recolha passiva

A técnica de emissão do gás traçador tem uma variante de recolha passiva, normalmente designada por método PFT (Perfluorcarbon tracer). O gás traçador normalmente utilizado é o perfluorbenzeno (PB) ou um seu derivado, o perfluormetilbenzeno (PMB), que apresenta várias das características próprias para o efeito, nomeadamente:

- ✓ É detectável a concentrações muito baixas;
- ✓ É pouco adsorvido pelos materiais normalmente existentes nos edifícios;
- ✓ Não existe praticamente no ar interior;
- ✓ Não apresenta risco para a saúde dentro dos limites de utilização.

Esta técnica consiste na libertação contínua do gás traçador por cápsulas emissoras, dentro das quais se encontra no estado líquido. A substância traçadora é espalhada no meio ambiente por difusão das suas moléculas pela membrana permeável das cápsulas ou através de tubos capilares, nos quais, numa versão mais recente, tem sido introduzido um fio metálico para mais facilmente controlar a emissão. Tratando-se de uma substância volátil à temperatura ambiente, a taxa de emissão vai depender do valor da temperatura da cápsula (valores de 1 a 2×10^{-5} g.h⁻¹).

De modo a assegurar uma homogeneização completa do ar é preconizado o seguinte procedimento:

- 1) Colocar no mínimo uma cápsula emissora em cada um dos compartimentos com entrada de ar exterior (o número de cápsulas a usar depende do volume da zona);
- 2) A localização das cápsulas deve ser próxima das paredes exteriores (a cerca de 0,5 a 1 metro) e afastada de superfícies frias ou quentes bem como da radiação solar directa, de modo a que a taxa de emissão não seja alterada devido a temperaturas não representativas do ar ambiente.

Durante o mesmo período de tempo em que decorre a emissão do gás traçador procede-se também à sua recolha de forma passiva por cápsulas receptoras. Cada uma destas é constituída por um pequeno tubo de vidro dentro do qual existe um material adsorção do gás, geralmente carvão activado-poroso. As cápsulas receptoras devem ser colocadas em locais representativos do ar ambiente.

Quando se inicia o intervalo de tempo de recolha do gás, uma das extremidades do tubo de vidro é aberta retirando-lhe a protecção de borracha ou de silicone. Como se trata de uma recolha passiva, o caudal de difusão do gás traçador através da cápsula é proporcional ao gradiente de concentrações existente entre a abertura do tubo e o material adsorção. Geralmente são usados tubos de amostragem de ar em aço inoxidável, contendo Carbopack em pó e que são posteriormente analisados através de técnicas de desadsorção térmica e cromatografia gasosa [Winberry et al, 1993].

5.3 Poluentes considerados no RSECE e sua quantificação

5.3.1 Partículas

O termo matéria particulada (PM) designa uma mistura física e química de diversos compostos presentes em suspensão no ar, quer sólidos ou líquidos (gotículas, fumo, poeira, sujidade, organismos como vírus, grãos de pólen, bactérias e esporos de fungos). As partículas presentes em espaços interiores são provenientes geralmente de fontes interiores e exteriores, sendo que as partículas provenientes de fontes exteriores entram para dentro do edifício por infiltração natural e pelas entradas de ar exterior. O próprio sistema de ventilação mecânico pode ser uma fonte de partículas como os aditivos usados na fase da humedificação, desinfetantes, inibidores de crescimento biológico, materiais isolantes empregues nas tubagens e condutas, etc. As fibras, sintéticas ou naturais, são também classificadas como partículas. Os próprios ocupantes são agentes emissores de material particulado quer pela agitação do ar que provocam, quer pela libertação de pequenas partículas do vestuário que usam ou ainda pela descamação da própria pele [APA, 2009].

Muitas fontes antropogénicas e naturais emitem directamente PM ou emitem outros poluentes que, na atmosfera, reagem formando matéria particulada. Estas partículas sólidas e líquidas possuem uma variada gama de dimensões. Em termos de efeitos da saúde humana, apenas as de menores dimensões apresentam problemas. A inalação é a forma mais comum de entrada das partículas no organismo. Os efeitos das partículas inaladas dependem das espécies químicas que as compõem, da sua concentração no ar, do local de deposição no sistema respiratório e do tempo de exposição do ocupante [Kosa, 2002].

A gama de tamanhos das partículas ou aerossóis preocupantes para a saúde humana está compreendida principalmente entre 0,1 a 10 μm . As partículas pequenas que chegam à região torácica são responsáveis pela maioria dos efeitos adversos na saúde, e foram desenvolvidas normas para estas partículas de tamanho $\leq 10 \mu\text{m}$, também genericamente conhecidas por PM_{10} . Os efeitos sobre a saúde ocorrem em níveis de exposição experimentados pela maioria das populações urbanas e rurais nos países desenvolvidos e países em desenvolvimento. A exposição crónica a partículas contribui para o risco de desenvolver doenças cardiovasculares e respiratórias, podendo em casos extremos originar cancro. Nos países em desenvolvimento, a exposição a poluentes provenientes da combustão interna de combustíveis sólidos em lareiras ou fogões

tradicionais aumenta o risco de infecções respiratórias agudas baixas e mortalidade entre as crianças [Kosa, 2002; WHO, 2005].

É principalmente o tamanho da partícula inalada que determina o local de deposição no organismo e o potencial de risco da exposição, uma vez que nem todas as partículas conseguem penetrar no tracto respiratório, e entre as que penetram nem todas chegam ao pulmão. Além do tamanho, as partículas presentes no ar variam na composição química, na interacção com a luz (absorção ou dispersão desta), mobilidade e atenuação dos raios Beta [EPA ^(b), 1998].

Nos últimos 20 anos vários estudos foram realizados para quantificar a fracção de partículas suspensas no ar que realmente entram no sistema respiratório, procurando estabelecer uma analogia directa dos instrumentos de amostragem com o que acontece durante a inalação humana, concluindo-se que partículas maiores que 100 µm possuem pequena probabilidade de penetração no sistema respiratório. Para uma melhor compreensão das fracções estabelecidas por convenção, o tracto respiratório foi dividido, como mostra a Tabela 10, em regiões consideradas bases anatómicas para identificação das fracções de partículas relevantes:

Tabela 10. Divisão do tracto respiratório segundo o mecanismo de deposição das partículas.

Região	Estruturas anatómicas	Localização
1. Vias aéreas superiores	Nariz Boca Nasofaringe Orofaringe Laringofaringe Laringe	Extratorácica
2. Região Traqueobronquial	Traqueia Brônquios Bronquíolos (bronquíolos terminais)	Torácica (pulmonar)
3. Região de Troca de Gases	Bronquíolos respiratórios Ductos alveolares Sacos alveolares Alvéolos	Alveolar

[Fonte: Santos, 2001]

Entidades importantes como o British Medical Research Council (BMRC), a U.S. Atomic Energy Commission, a American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH), a U.S. Occupational Safety and Health Administration (OSHA), a U.S. Environmental Protection Agency (EPA), o Comité Européen de Normalisation (CEN) e a

International Standards Organization (ISO) reconhecem a importância do tamanho das partículas nos riscos ocupacional e ambiental relacionados com a inalação. No início dos anos 90 iniciou-se um processo de harmonização internacional das definições quantitativas das massas de particulado capazes de penetrar em cada uma das regiões apresentadas na Tabela 10. A adopção de um padrão de convenção único para a amostragem por selecção de tamanho de partícula facilita a avaliação do potencial de risco da inalação de partículas nos ambientes de trabalho, e direcciona o desenvolvimento de projectos de amostradores ideais para esse tipo de trabalho [Vincent et al, 1990].

O Comité Europeu de Normalização (CEN) e a Organização de Normas Internacionais (ISO) definiram convenções de amostragem cumulativas, onde o particulado inalável é visto como uma fracção de todo o aerodispersóide presente no local de trabalho, e os particulados torácico e respirável são sub-fracções da fracção inalável (EN 481, ISO 7708 (1994)).

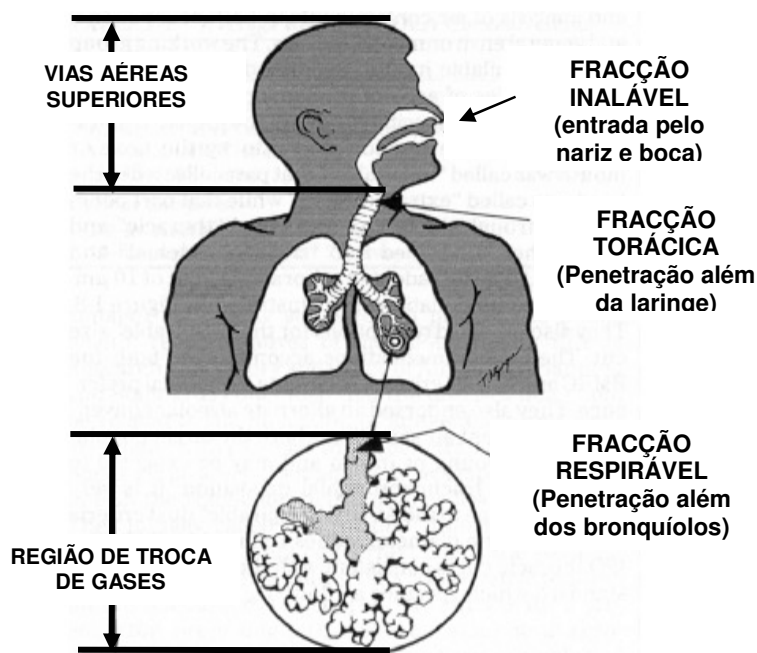


Figura 9. Representação esquemática das principais regiões do tracto respiratório e correspondência com as fracções inalável, torácica e respirável.

[Fonte: Santos, 2001]

De acordo com a Figura 9, as fracções inalável, torácica e respirável, incluem as partículas possíveis de penetrar nas vias aéreas superiores, pulmões e região alveolar dos pulmões, respectivamente:

- ✓ Fracção inalável: definida como a fracção de partículas que passa pelas narinas e pela boca, e entra no tracto respiratório durante a inalação. Essa fracção depende, principalmente, da velocidade e direcção do movimento do ar próximo à cabeça, taxa de respiração (inspirações por minuto) e volume de respiração (ml inspirado);
- ✓ Fracção torácica: é o conjunto de partículas que atravessa a laringe e alcança as vias aéreas dos pulmões e as regiões de troca de ar dos pulmões. A fracção torácica é definida por um diâmetro aerodinâmico ⁴ de corte em 50% (D_{50}) igual a 10 e um diâmetro de corte superior (D_{sup}) igual a 30 μm ;
- ✓ Fracção respirável: é o subconjunto de partículas torácicas que estão mais susceptíveis a alcançar as regiões de troca de ar dos pulmões. A fracção respirável é definida por um diâmetro aerodinâmico de corte em 50% (D_{50}) igual a 4 μm e um diâmetro de corte superior (D_{sup}) igual a 12 μm ;

Estes três tipos de fracção mássica são definidos quantitativamente pelas curvas da Figura 10, que indica a probabilidade de uma partícula com um diâmetro aerodinâmico específico penetrar nas diferentes partes do sistema respiratório.

As partículas PM_{10} e $\text{PM}_{2,5}$ que têm também relevância nos estudos de partículas relacionadas à saúde humana são distinguidas como as partículas inaláveis grossas ($\text{PM}_{2,5-10}$), que são as que possuem o diâmetro aerodinâmico médio no intervalo de 2,5 a 10 μm e as partículas finas ou respiráveis ($\text{PM}_{2,5}$) são as inferiores a 2,5 μm . Recentemente as PM inferiores a 2,5 μm são designadas de partículas *quasi*-ultrafinas ($\text{PM}_{0,25}$) e ultrafinas ($\text{PM}_{0,1}$) [Baron et al, 2001].

O ponto de corte de 50% é o ponto onde, em média, 50% das partículas de um determinado tamanho máximo ou menor penetram num determinado equipamento de amostragem numa operação de recolha.

⁴ O diâmetro aerodinâmico é o diâmetro de uma esfera de densidade unitária 1g/cm^3 que tem a mesma velocidade de sedimentação da partícula em estudo. Está relacionado com a força gravitacional e a inércia.

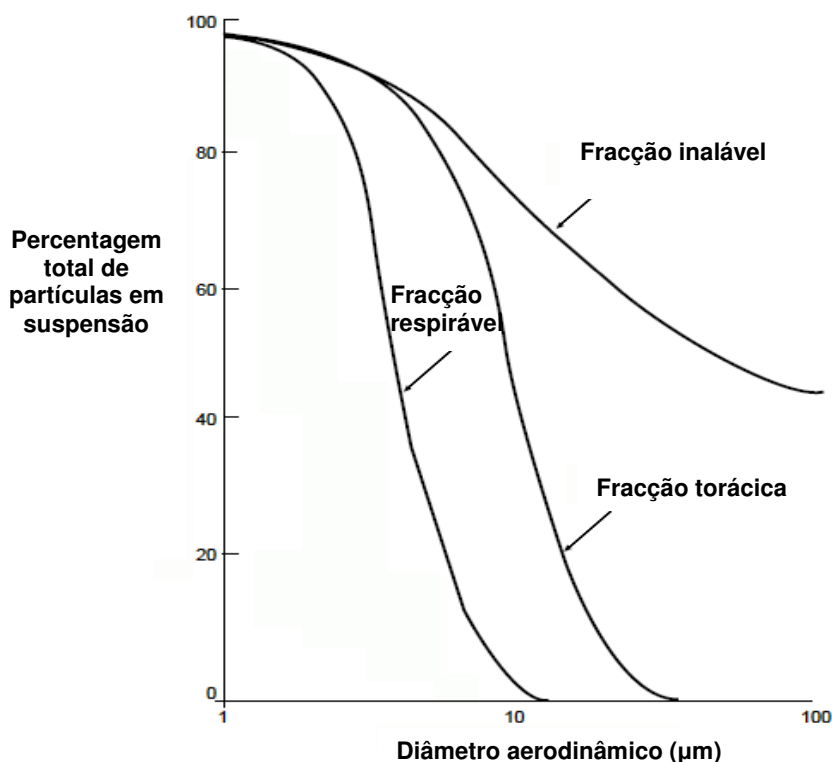


Figura 10. Convenção ISO para as frações de partículas atmosféricas em suspensão.

[Fonte: ISO 7708-1994, EN 481]

Apesar de as partículas PM_{10} serem as mais amplamente divulgadas e também o indicador de relevância para a maioria dos dados epidemiológicos, a guideline da OMS é baseada em estudos que usam as $PM_{2.5}$ como indicador. Os valores de orientação $PM_{2.5}$ são depois convertidos para os valores correspondentes de PM_{10} usando um rácio $PM_{2.5}/PM_{10}$ de 0,5. No entanto, ao definir os padrões locais, e assumindo que dados relevantes estão disponíveis, pode ser usado um valor diferente para este rácio, que reflecta melhor as condições locais [WHO, 2000].

Em 2005 a OMS fez uma revisão da gama de concentrações de exposição inicialmente delineada, e estabeleceu valores admissíveis para as concentrações máximas de partículas. Com base em estudos realizados pela American Cancer Society's (ACS), onde foram observados os impactos na saúde, ficou determinado que para as $PM_{2.5}$ o valor da concentração média anual é de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para exposições de longo prazo (1 ano) e $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para exposições de curto prazo (24 horas); no que diz respeito às PM_{10} ficou estabelecido que para exposições de longo prazo a concentração máxima é de $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$, sendo que para as exposições de 24 horas o valor máximo admissível é de $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

5.3.1.1 Métodos de medição das partículas

Actualmente existe um elevado número de instrumentos que permitem quantificar a concentração de partículas em ambientes interiores. Estes equipamentos podem ser divididos em dois tipos: os amostradores manuais ou gravimétricos, considerados como os de referência de acordo com a Nota Técnica (NT-SCE-02), e os analisadores automáticos, de entre os quais se destacam pela sua vasta utilização, o método de atenuação da radiação Beta, o método de balanço mássico por oscilação (TEOM-Tapered Oscilating Mass Monitor), o método da balança piezoelétrica, e os métodos de dispersão da luz visível. Atendendo aos diferentes princípios de determinação da concentração de partículas no ar, características e propriedades dos analisadores, estes vão originar diferenças de resultados entre eles [Maroni et al, 1995].

Existem quatro diferentes tipos de monitores contínuos de medição de massa: TEOM, microbalança piezoelétrica, monitor de atenuação da radiação beta e o amostrador de queda de pressão (CAMMS), mas apenas os três primeiros serão abordados neste capítulo [EPA ^(b), 1998]. Os monitores contínuos que utilizam os princípios ópticos fornecem dados de séries temporais que permitem ao auditor observar melhor os impactos imediatos das fontes internas. Contudo não fornecem um valor exacto, sendo susceptíveis a várias interferências [Spengler et al, 2000].

A medição de partículas por métodos de dispersão da luz pelas partículas poderá ser realizada recorrendo a vários métodos analíticos mas apenas dois serão apresentados neste estudo: o *Optical Particle Counter* (OPC) e o *Condensation Nuclei Counter* (CNC).

Os amostradores de elevado caudal “*High-volume*” com cabeça de pré-separação são o método de referência da EPA, e o mais largamente utilizado para determinação das partículas com diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 10 μm -PM₁₀. Estes métodos requerem tempos de amostragem mínimos de várias horas, e por isso são utilizados para determinar a concentração média de 24 horas. Antes e após a amostragem é necessário proceder à pesagem do filtro em condições controladas de humidade e temperatura [Carvalho et al, 1999].

MÉTODO GRAVIMÉTRICO

O método gravimétrico é apresentado na Nota Técnica como o método de referência. Este método usa uma bomba de amostragem para recolher uma quantidade mensurável de ar através de uma cabeça de amostragem no amostrador de PM_{10} , que está ligado a um filtro e a um controlador de caudal. Posteriormente é efectuada a determinação por gravimetria da massa PM_{10} recolhida no filtro. A morfologia da cabeça de amostragem permite apenas a entrada de partículas de diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a $10\text{ }\mu\text{m}$ e obedece a especificações muito rigorosas.

A massa de partículas depositadas é determinada pela diferença de massa referente às pesagens do filtro antes e após a amostragem. Antes das pesagens, os filtros são sujeitos a um condicionamento prévio durante um período de 48 h, garantindo-se assim que as pesagens são efectuadas sempre nas mesmas condições de humidade relativa e temperatura [APA, 2009; Matos et al, 2002].

Os métodos gravimétricos para a determinação da concentração de partículas no ar são dos métodos disponíveis mais simples; no entanto é necessário, uma balança analítica para a pesagem dos filtros até à casa das 0,01 mg e estritos procedimentos de controlo e acondicionamento dos filtros antes e após as pesagens. Devem ser utilizados amostradores de grande volume, no caso de se pretenderem obter concentrações da ordem do limite de detecção de $5\text{ }\mu\text{g}/\text{m}^3$ [APA, 2009; EN 12341].

RESSONÂNCIA PIEZOELÉCTRICA

Nos monitores piezoeléctricos o ar passa através de uma entrada de selecção de tamanho, por exemplo cabeça de amostragem PM_{10} , e as partículas são precipitadas electrostaticamente sobre um sensor de cristal de quartzo. As partículas recolhidas alteram a frequência de oscilação do cristal, e estas alterações estão relacionadas com a massa de partículas recolhidas. A mudança de frequência do cristal de quartzo é electronicamente comparada com um cristal de referência, gerando um sinal que é proporcional à massa de partículas recolhida [EPA ^(b), 1998].

O cristal de quartzo apresenta uma sensibilidade tal que o aumento na massa de $0,005\text{ }\mu\text{g}$ corresponde a uma mudança na frequência de 1 hertz. Esta sensibilidade confere a capacidade de medir concentrações mássicas em menos de 1 minuto [EPA ^(b), 1998; Hinds, 1982].

Estes instrumentos têm uma gama de medição da ordem de $0,005$ a $20\text{ mg}/\text{m}^3$ e, apesar de apresentarem uma elevada eficiência na recolha de partículas para todos os tamanhos, partículas sólidas com tamanhos acima dos $10\text{ }\mu\text{m}$ não estabilizam

completamente sobre a superfície do cristal, conduzindo a uma sub estimativa da concentração mássica [Hinds, 1982].

TEOM – TAPERED ELEMENT OSCILLATING MICROBALANCE

A necessidade de monitorizar a concentração de partículas em tempo real para prevenir a ocorrência de episódios de poluição com graves consequências na saúde levou a que se tenham criado instrumentos de medição contínua como o analisador de microbalança de elemento cónico oscilante – TEOM. Desde o início dos anos 90 que este analisador é considerado um método equivalente para a determinação de partículas menores que 10 μm (PM_{10}) [Carvalho et al, 1999].

O TEOM é um sistema de medição directa da massa inercial onde o ar é aspirado através de um filtro ligado a um tubo cónico (o conjunto do filtro e tubo cónico funcionam como um oscilador harmónico simples), e o fluxo de ar que atravessa o tubo é mantido a volume constante por um controlador de caudal mássico. É aspirado um caudal constante de 16,7 l/min, separando-se isocineticamente apenas um caudal de 3 L/min que é direccionado para o filtro colocado sobre o elemento cónico; os restantes 13,7 L/min são direccionados para uma corrente de exaustão.

Um sistema de controlo electrónico mantém o tubo cónico em oscilação e mede continuamente a sua frequência. À medida que as partículas se vão depositando no filtro, a massa do oscilador modifica-se e como resultado a frequência de oscilação altera-se (a frequência diminui com a acumulação de massa no filtro) [Carvalho et al, 1999].

O limite de detecção deste sistema é de aproximadamente 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ para amostragens de 5 minutos. Dispositivos que utilizam a tecnologia TEOM têm demonstrado uma precisão de $\pm 2,8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para a média horária e $\pm 5,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para amostragens de 10 minutos de PM_{10} [Carvalho et al, 1999; ECA ^(b), 1998].

Para eliminar as variações de massa resultantes das permutas de água entre a fase particulada e a fase gasosa e assegurar medições coerentes em períodos inferiores a uma hora, o TEOM é mantido a temperatura e caudal de amostragem constantes, normalmente a 50 °C e 3 $\text{dm}^3.\text{min}^{-1}$, respectivamente. Consequentemente, nestas condições o TEOM amostra menos compostos semi-voláteis e água que os métodos operados à temperatura ambiente.

É possível utilizar instrumentos ou técnicas automáticas de análise de partículas PM_{10} , desde que seja demonstrado que esses equipamentos produzem resultados equivalentes aos métodos de referência, ou que apresentam uma relação de equivalência.

Para tal devem ser realizados ensaios de intercomparação que devem determinar a equivalência entre os amostradores automáticos e os de referência e, caso seja necessário, o estabelecimento dos factores de correcção (K) a aplicar aos valores das concentrações resultantes dos métodos automáticos.

Para verificação da equivalência, deverão verificar-se os seguintes pontos:

- ✓ No mínimo deve-se obter dois conjuntos de medições: um durante a estação fria (Inverno) e outro durante a estação mais quente (Verão);
- ✓ O número mínimo de dados validados (pares de médias diárias) não deve ser inferior a 30 para cada um das respectivas estações de ano (Inverno/Verão) e por localidade;
- ✓ Considera-se que a correlação entre os instrumentos candidatos e os de referência é válida se o coeficiente de regressão ou de determinação for maior ou igual que 0,8 ($R^2 \geq 0,8$) e a ordenada na origem da equação da recta de regressão (ou seja o correspondente b na equação $Y=ax+b$) seja inferior ou igual a 5 em termos absolutos ($b \leq 5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ou $b \geq -5 \mu\text{g}/\text{m}^3$). A verificação destas duas condições significa que os dados podem ser utilizados para determinar a relação entre os dois métodos e assim aplicar os factores de correcção das medições contínuas;
- ✓ Os dados devem ser comparados com equipamentos de referência, de acordo com a Norma 12341⁵.

Carvalho et al (1999) realizou estudos no sentido de estabelecer uma correlação entre o método TEOM e o método “*High-volume*” (método gravimétrico e que é referido na Nota Técnica como método de referência). A Figura 11 relaciona as concentrações de partículas obtidas por ambos os métodos. Os pontos representados ($n = 21$) aproximam-se de uma recta que passa pela origem e apesar da correlação existente ($R^2 = 0,88$), o declive obtido não é unitário:

⁵ Em relação à Norma Europeia EN12341, a qual foi também adoptada como norma Portuguesa (NP EN12341:98), esta especifica as características dos equipamentos de amostragem de PM_{10} e os procedimentos de campo a utilizar num teste de inter comparabilidade, entre um amostrador PM_{10} candidato e um amostrador de referência PM_{10} .

$$[PM_{10}]_{TEOM} = 0,58 \times [PM_{10}]_{High-vol} + 0,97$$

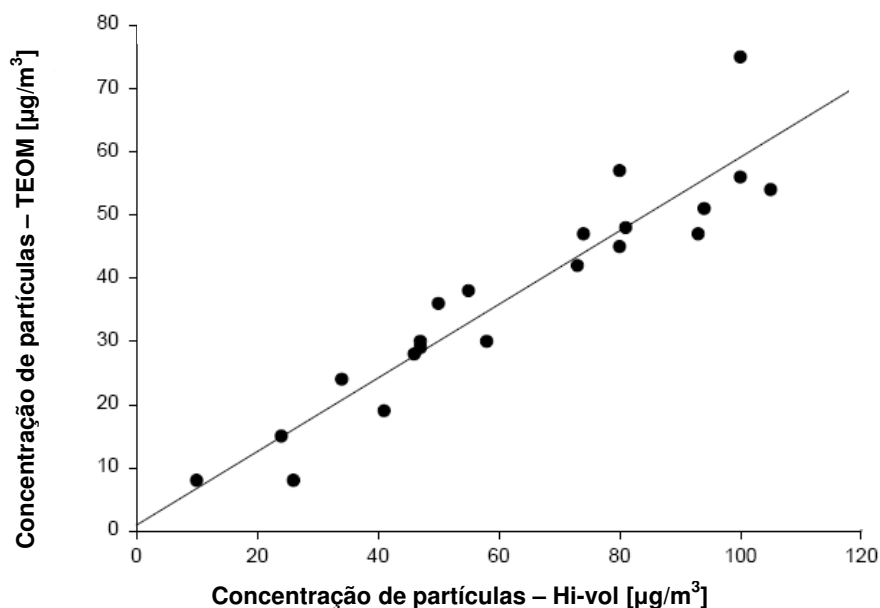


Figura 11. Relação entre as concentrações de PM10 obtidas pelo TEOM e High-vol.

[Fonte: Carvalho et al, 1999]

As diferenças verificadas poderão ser atribuídas à presença de compostos semi-voláteis no aerossol, como o nitrato de amónio e alguns compostos orgânicos, e a alguma água retida higroscopicamente pelas partículas mesmo após o condicionamento. Os declives das aproximações dos mínimos quadrados tendem a ser mais elevados durante os períodos quentes de Verão, porque o aerossol está mais seco e os compostos semivoláteis são mais facilmente volatilizados do High-vol. Em locais com influência marinha, o aerossol é húmido e a concentração de sal marinho é elevada, logo o efeito da higroscopicidade das partículas é mais significativo [Carvalho et al, 1999].

ATENUAÇÃO DA RADIAÇÃO BETA

Neste método as partículas suspensas no ar ambiente são recolhidas através da cabeça de admissão de PM_{10} , com um caudal de 16,7 L/min. Esta cabeça de admissão consiste numa série de placas de impacto para separar as partículas por tamanho e é comum à de outros amostradores.

A fracção de partículas menores que $10\ \mu m$ é transportada pelo fluxo de ar até um filtro de fibra colocado numa câmara; quando os electrões provenientes do decaimento do ^{14}C (carbono-14) interagem com as partículas, perdem a sua energia e em alguns casos, são absorvidos pelas partículas. Estes electrões emitidos pelo decaimento radioactivo são conhecidos como raios beta e o processo é conhecido como atenuação de raios beta. A presença de partículas no filtro colocado entre a fonte de ^{14}C radioactivo e um dispositivo destinado a detectar os raios beta, leva a que a intensidade dos raios seja atenuada pela dispersão do depósito de partículas (Figura 12) [EPA ^(b), 1998].

A atenuação dos raios beta devido às partículas existentes no filtro é utilizada como uma medida indirecta de concentração de massa. A concentração de partículas depositada no filtro é então proporcional à atenuação de radiação beta emitida por esta fonte. O limite de detecção deste método é de aproximadamente $5\ mg/m^3$ para amostragens de uma hora [EPA ^(b), 1998].

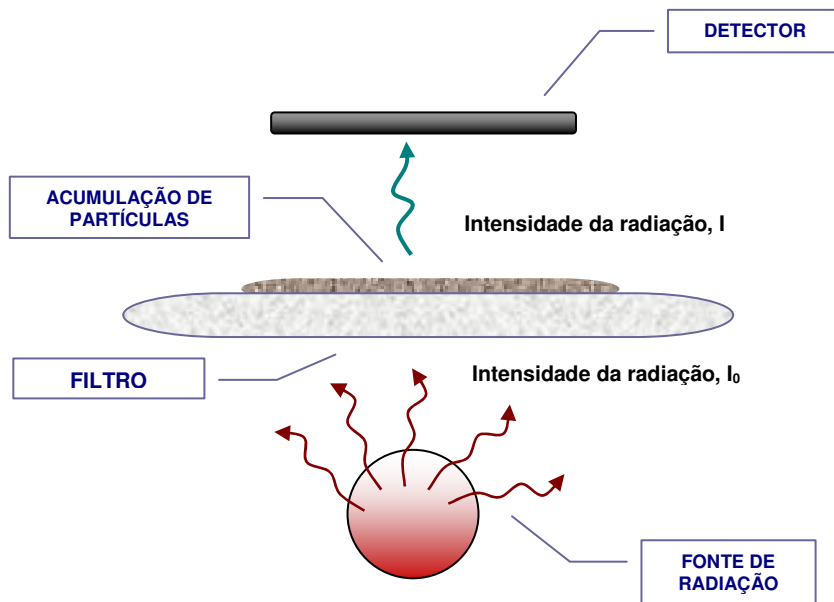


Figura 12. Princípio de funcionamento do método de atenuação da radiação beta.

[Adaptado de "Determination of PM_{10} in ambient air using the Andersen continuous beta attenuation monitor - Compendium of Methods for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air", EPA]

DISPERSÃO ÓPTICA

A medição de partículas através da dispersão de luz visível consiste num método em que a amostra de ar é sujeita a um feixe de luz visível; a intensidade da luz dispersada está relacionada com a concentração em massa de partículas.

Podem-se medir níveis de 0,001-200 mg/m³, dependendo do princípio de funcionamento do sistema de medição e do período de amostragem. As medições estão indirectamente relacionadas com as concentrações em massa, sendo usado um factor para converter o número de partículas em peso [APA, 2009].

Alguns instrumentos permitem determinar a contagem de partículas e a concentração por gama de tamanho. Estes instrumentos dão resultados de leitura directa e são utilizados para a comparação de locais no exterior e interior.

Existem vários métodos de dispersão óptica, mas apenas dois serão abordados:

1. Optical particle counter (OPC) – Contador de partículas óptico

O contador de partículas óptico (OPC) consiste na amostragem de ar através de uma entrada seleccionada (ex., PM₁₀, PM_{2,5}) para uma célula óptica, que é iluminada por um feixe de luz intensa, geralmente um feixe de laser visível. A presença das partículas resulta na dispersão de luz, detectando o tamanho e número de partículas individuais [EPA ^(b), 1998].

A dispersão de luz de uma partícula é percebida por um fotodetector sensível e rápido, resultando num impulso eléctrico: o tamanho das partículas é determinado pela amplitude do impulso, enquanto que o número de partículas é determinado pelo número de impulsos contabilizados [EPA ^(b), 1998].

Os tamanhos de partículas detectáveis pelo OPC situam-se entre os 0,05 e 50 µm, mas a gama de medição mais usual situa-se entre os 0,2 a 30 µm [EPA ^(b), 1998].

Alguns instrumentos permitem determinar a contagem de partículas e a concentração por gama de tamanho. Estes instrumentos dão resultados de leitura directa e são utilizados para a comparação de locais no exterior e interior.

2. Condensation nuclei counter (CNC) – Contador de núcleos de condensação

Outro dispositivo utilizado na medição de partículas é o contador de partículas nucleares de condensação (CNC). Em 2000 existia apenas um instrumento portátil com uma boa relação custo-eficácia, capaz de medir partículas ultrafinas em tempo real, o P-TRAK™ Contador de Partículas Ultrafinas, modelo 8525 [Spengler et al, 2000].

Este tipo de dispositivo detecta partículas ultrafinas, levando-os a crescer a um tamanho que é eficientemente detectado pela dispersão de luz.

O instrumento é baseado no conceito mostrado na Figura 13: as partículas são recolhidas através de uma bomba e ao entrar no dispositivo, as partículas passam por um tubo de saturação aquecido onde se misturam com vapor de álcool isopropílico. De seguida, a mistura partículas-álcool passa para um tubo condensador onde o álcool condensa sobre as partículas, formando gotículas, que de seguida passam por um feixe de laser, produzindo flashes de luz, que são captados por um foto detector. A concentração de partículas é determinada por contagem de flashes de luz.

Poderá ocorrer o caso de as partículas não se organizarem em gotículas com tamanho suficiente para ser detectado. A eficiência de contagem é de 100% para as partículas com tamanhos compreendidos entre os 0,003 µm e 1 µm.

Esta capacidade única de contagem de partículas muito pequenas diferencia um CNC de todas as restantes metodologias de monitorização. As medições são feitas em unidades de partículas por centímetro cúbico (partículas/cm³), sem diferenciação de tamanho da partícula ou composição química. Como resultado, as leituras de um CNC não podem ser comparadas com um limite de exposição permitido ou um valor limite limiar [Spengler et al, 2000].

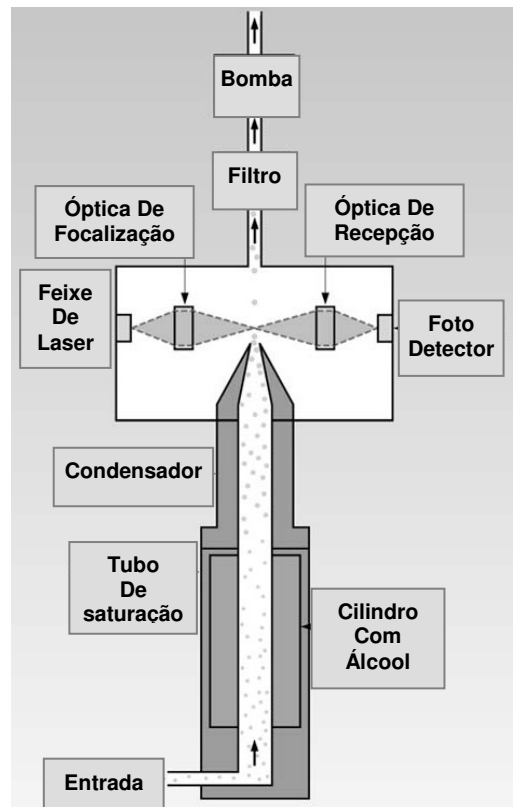


Figura 13. Diagrama esquemático de um CNC (P-TRAK™ Ultrafine Particle Counter, Model 8525, TSI Incorporated)

O CNC associado a um dispositivo de mobilidade diferenciada (*differential mobility analyser-DMA*) permite a contagem de partículas por gamas de tamanho, com o qual se pode obter a distribuição por tamanhos para partículas inferiores a 1 µm.

5.3.2 Dióxido de carbono (CO₂)

O dióxido de carbono é um gás incolor e inodoro e a sua concentração no ar interior de edifícios em avaliação pode, sob determinadas circunstâncias, dar uma boa indicação da taxa de ventilação. É gerado nos ambientes interiores principalmente através do metabolismo humano, podendo ser exalado a uma taxa de cerca de 0,3 L/min quando se executam tarefas leves [APA, 2009].

As concentrações de dióxido de carbono nos espaços interiores têm tendência a aumentar ao longo do dia e variam de acordo com o local, ocorrência, hora do dia. Os níveis típicos encontrados num espaço sujeito a avaliação variam tipicamente entre 600 e 800 ppm. A ASHRAE Standard-62 (2004) recomenda uma taxa mínima de ventilação de 10 L/s por pessoa para assegurar uma boa QAI no local de trabalho. Para ocupação e actividades normais, esta taxa mínima de ventilação exterior de 10 L/s por pessoa iria resultar numa concentração de dióxido de carbono de 850 ppm⁶ em condições de estado estacionário no espaço ocupado [APA, 2009].

A concentração do dióxido de carbono produzido pelos ocupantes dos compartimentos é frequentemente utilizada como indicador da qualidade do ar interior, ainda que por vezes seja usada em situações em que não pode ser estabelecida uma associação específica. Seguidamente, aborda-se a relação entre a concentração de CO₂ e a QAI de um edifício ou de um compartimento, segundo quatro vertentes:

- ✓ Os efeitos na saúde provocados pela ocorrência de concentrações elevadas de CO₂;
- ✓ O impacto da concentração de CO₂ na percepção que os ocupantes têm da QAI;
- ✓ A relação entre a concentração de CO₂ e a concentração de outras substâncias poluidoras;
- ✓ A relação entre a concentração de CO₂ e a taxa de ventilação do edifício.

Relativamente aos efeitos na saúde dos ocupantes, é actualmente sabido que o dióxido de carbono tem uma reduzida toxicidade nas concentrações em que geralmente está presente nos espaços interiores. O valor de referência, considerando uma média temporal ponderada para 8 h de exposição e uma semana de trabalho de 40 h, é de 5000 ppm, sendo que o valor limite para períodos de curta exposição de 15 minutos é de 30000 ppm. Outros estudos, porém, indicam o valor de 5000 ppm como demasiado elevado [Persily, 1997; Burroughs et al, 2008].

⁶ ppm – partes por milhão

Alguns investigadores indicam uma associação entre concentrações de CO₂ acima de 1000 ppm e a percepção do respectivo ambiente como do tipo “pesado”, entre outros indicadores de desconforto e irritação [Persily, 1997]. Na legislação portuguesa, o valor de referência definido pelo RSECE para a concentração máxima de CO₂ é 1800 mg.m⁻³, valor correspondente a aproximadamente 1000 ppm.

As elevadas concentrações de dióxido de carbono no interior dos edifícios devido essencialmente à contaminação exterior e à actividade humana no interior do edifício, são um bom indicador do desempenho dos sistemas de ventilação. Assim, elevadas concentrações deste composto podem ser indicadoras de uma deficiente ventilação dos espaços interiores, e estão frequentemente associadas a concentrações igualmente elevadas de outros poluentes [Pinho et al, 2005].

5.3.2.1 Métodos de medição do CO₂

Os níveis de CO₂ nos espaços interiores são normalmente elevados ao final da manhã e ao final da tarde, variando com a taxa de ocupação durante o dia. As medições deverão ser realizadas em locais tais como no exterior das tomadas de ar, nos locais onde a avaliação inicial identificou níveis de ocupação elevados, e outras localizações onde se registem queixas associadas a uma qualidade do ar deficiente. As medições de dióxido de carbono realizadas nas tomadas de ar devem estar próximas dos pisos interiores, enquanto que a concentração de dióxido de carbono medida no local de exaustão reflecte o teor médio dos níveis de CO₂ do edifício [APA, 2009].

Podem ser feitas amostragens pontuais com equipamentos portáteis de leitura directa, ou medições com analisadores em contínuo que podem dar um perfil detalhado da concentração ao longo do tempo. Na utilização de equipamentos portáteis de leitura directa, o operador deve estar afastado do amostrador/analisador, para prevenir a contaminação do ar amostrado com o CO₂ da sua própria respiração [APA, 2009].

ANALISADORES POR INFRAVERMELHOS (FTIR)

Os analisadores por infravermelhos ou espectrómetros de infravermelho por transformada de Fourier (FTIR) apresentam três componentes básicos: o interferómetro de Michelson, a fonte e o detector. O interferómetro de Michelson é utilizado para modular a radiação e é constituído por um divisor de feixes (“beamsplitter”), um espelho fixo e um espelho móvel (Figura 14):

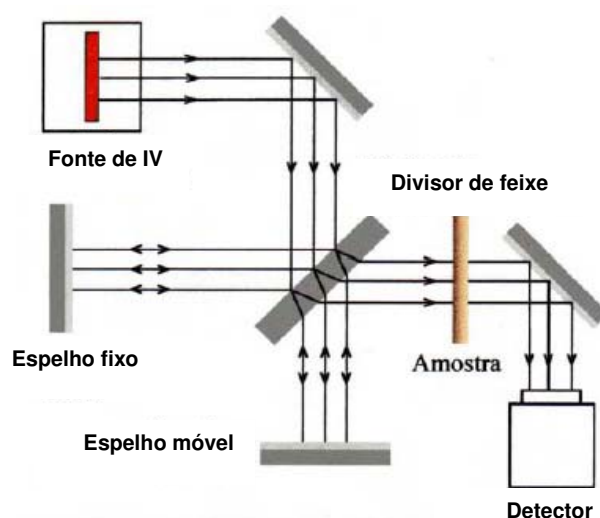


Figura 14. Representação esquemática de um FTIR.

Quando um feixe de radiação é incidido no interferómetro, este é dividido em duas partes pelo divisor de feixes, 50% da radiação é transmitida e 50% é reflectida. Metade do feixe é direccionada para o espelho fixo e a outra parte para o espelho móvel, que introduz uma variável da diferença de caminho; de seguida os dois raios são reflectidos por esses espelhos, retornando ao divisor de feixes, onde se recombina e sofre interferência. Novamente, 50% da radiação que chega ao divisor de feixes é reflectida de volta à fonte e o raio que emerge do divisor em direcção à amostra e de seguida ao detector, é designado de radiação transmitida; a amostra absorverá alguns comprimentos de onda, reduzindo assim a intensidade destes. Posteriormente utiliza-se um procedimento matemático, a transformada de Fourier, para a obtenção de um espectro convencional, passível de interpretação [Winberry Jr. et al, 1993].

Este método baseia-se na capacidade de absorção de radiação infravermelha pelo CO_2 : uma determinada espécie química absorve radiações de comprimentos de onda bem

definidos do espectro electromagnético e na maior parte dos casos substâncias diferentes absorvem radiações em diferentes zonas do espectro. Uma grande variedade de gases absorve radiação na gama de comprimentos de onda do infravermelho (0,7 a 300 μm) devido ao facto dos valores de energia associada a estas radiações electromagnéticas corresponderem às energias de excitação do modo vibracional e do modo rotacional das moléculas desses gases.

ESPECTROSCOPIA NÃO DISPERSIVA DE INFRAVERMELHOS (NDIR)

Existe também o método de detecção por espectroscopia não-dispersiva de infravermelho, NDIR, utilizando um sensor de absorção de infravermelhos de feixe duplo ligado a um “data-logger” que armazena as leituras. Este é o método de referência apresentado pela Nota Técnica-SCE-02 e também indicado para a medição do CO. O termo “não dispersivo” é usado para descrever o facto de que não são usados prismas para dispersar o feixe de luz infravermelho.

O módulo de análise NDIR de feixe duplo é constituído por um par de emissores de fonte de radiação, uma célula de referência, uma célula de amostra, um chopper (atenuador de feixe) e um detector (subdividido em duas câmaras preenchidas com CO ou CO₂). A radiação infravermelha, IV, emitida pelas duas fontes emissoras é dirigida para o detector, passa através das duas células colocadas entre os emissores e os detectores. A célula de referência contém um gás inerte, ou seja, que não absorve radiações com comprimentos de onda do infravermelho. Na célula de análise passa a amostra de ar de que se pretende medir a concentração de CO ou CO₂ [Winberry Jr. et al, 1993].

Durante o processo, a presença do CO ou CO₂ no fluxo da amostra causa uma diferença nos níveis de energia entre as células da amostra e da referência da câmara de detecção. Este diferencial de energia segue a seguinte sequência:

1. *Energia radiante*: na célula da amostra parte da energia do feixe é absorvida pela presença de CO ou CO₂. No entanto, na célula de referência tal não se verifica porque não existe componente de absorção.
2. *Temperatura*: no interior do detector, os feixes aquecem o CO ou CO₂ nas câmaras de referência e da amostra. No entanto, como o feixe que atravessa a célula de referência e é dirigido para a câmara de referência apresenta uma maior energia, a temperatura do gás nesta câmara é mais elevada.

3. **Pressão:** o aumento da energia faz com que as células fiquem mais agitadas e este aumento na actividade molecular reflecte-se na expansão do gás. Como o gás está contido num compartimento rígido, a expansão resulta num aumento da pressão. As elevadas temperaturas na câmara de referência aumentam a pressão deste compartimento acima da pressão da câmara da amostra.
4. **Energia mecânica:** a pressão do gás na câmara de referência provoca uma curvatura do diafragma em direcção à câmara da amostra.
5. Quando o chopper bloqueia o feixe, a pressão nas duas câmaras equilibra e o diafragma volta à posição inicial. À medida que o chopper bloqueia e desbloqueia e alternadamente o feixe, o diafragma altera a sua posição. Esta alternância é medida recorrendo a um transdutor indutivo; o seu sinal é depois amplificado e utilizado para determinar a concentração do gás.

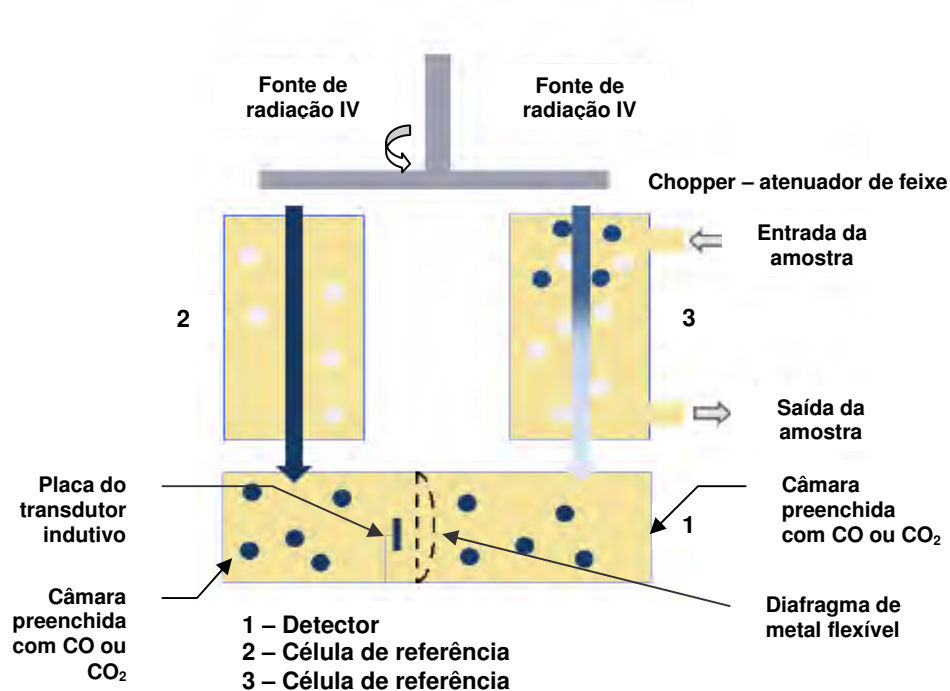


Figura 15. Detecção de CO₂/CO por espectroscopia NDIR.

[Fonte: adoptado de Winberry et al, 1993]

Durante os últimos 30 anos, este método tem sido o mais utilizado na monitorização de CO₂. Recentemente foram desenvolvidos analisadores de pequenas dimensões que podem ser transportados na mão, e que oferecem um desempenho comparável aos equipamentos mais caros e de análise em laboratório [Spengler, 2000].

MÉTODOS ELECTROQUÍMICOS

Os sensores electroquímicos baseiam-se em reacções espontâneas de oxidação e redução, envolvendo um determinado gás cuja concentração é desconhecida. Estas reacções geram a circulação de uma corrente entre os eléctrodos, a qual é proporcional à concentração do gás que se pretende determinar.

As células electroquímicas possuem uma membrana semipermeável de separação das fases líquida (electrólito) e gasosa (amostra de ar a ser medida). Esta membrana permite a difusão das moléculas gasosas através do electrólito, evitando ao mesmo tempo a evaporação do electrólito.

Todos os sensores electroquímicos possuem uma dependência na temperatura, pois a velocidade de grande parte das reacções electroquímicas é dependente deste parâmetro. Por tal, os sensores electroquímicos possuem sensores de temperatura associados para a correcção deste efeito.

A resposta obtida através da medição com um sensor electroquímico é geralmente linear com a concentração dos gases, e para ler os sinais provenientes dos sensores basta medir a corrente que circula através dos eléctrodos. Para os sensores de concentrações baixas é necessária a amplificação adequada do sinal pois em alguns casos a geração de corrente pode ser muito baixa (próximo de 0,1 µA / ppm de gás).

Devido ao facto de a concentração de dióxido de carbono no ar exalado pelas pessoas ser muito elevada, as medições não devem ser efectuadas próximas dos ocupantes (uma distância de cerca de 2 metros é normalmente suficiente para evitar estes efeitos).

MÉTODOS COLORIMÉTRICOS

No caso de o número de pontos de recolha de dados ser reduzido, a detecção colorimétrica é a abordagem mais viável. Este método de detecção tem uma precisão de 15 a 25%, dependendo do fabricante [Kosa, 2002].

Trata-se de um método de leitura directa, em que é usada uma bomba de mão para forçar o ar a entrar através de um tubo de vidro com um enchimento de uma substância que absorve e reage com o CO₂. O comprimento da mancha observada no tubo de amostragem é proporcional à concentração de dióxido de carbono e é lido directamente do tubo de amostragem [Kosa, 2002].

ESPECTROSCOPIA FOTOACÚSTICA (PAS-PHOTOACOUSTIC SPECTROMETRY)

Na espectroscopia fotoacústica, a radiação de um laser é modulada em amplitude através de um *chopper* mecânico e alinhada na célula que contém a amostra gasosa a ser investigada. A radiação, eventualmente absorvida pelo gás, produzirá moléculas em estados excitados, cuja energia absorvida é transformada em aumento de temperatura do gás e esta variação de temperatura na célula, a volume constante, provoca um aumento da pressão. Se a resposta do gás for suficientemente rápida, a pressão no interior da célula seguirá a modulação do feixe laser gerando assim, uma onda acústica. Esta onda poderá ser detectada através de um microfone acoplado internamente à célula. O sinal eléctrico gerado no microfone poderá ser medido com grande sensibilidade pelo método de detecção síncrona utilizando-se um amplificador sintonizado na frequência de modulação. A seguir o sinal amplificado é enviado para um microcomputador onde é processado e analisado.

5.3.3 Monóxido de carbono (CO)

O Monóxido de Carbono é um gás invisível, sem cheiro ou sabor e que resulta de uma deficiente combustão, qualquer que seja o combustível utilizado. A sua presença no ar no interior dos edifícios é devida essencialmente à contaminação exterior (visto que a sua principal fonte em áreas urbanas é o tráfego), e à existência de fontes de combustão no espaço interior [Pinho et al, 2005].

Nas grandes cidades, as emissões de CO são particularmente elevadas durante as horas de maior densidade de tráfego, sendo as concentrações mais altas verificadas junto às grandes linhas de tráfego, cruzamentos e, em especial, em locais propícios a uma baixa taxa de renovação de ar como, túneis, cruzamentos desnivelados e parques subterrâneos [European Commission, 2005; WHO 2000].

O monóxido de carbono, por ser um gás inodoro, incolor e não irritante, pode levar à asfixia “sem aviso” em pessoas expostas. Frequentemente há um pequeno período de tempo antes dos sintomas aparecerem, sintomas que inibem a capacidade de procurar ajuda ou alcançar segurança.

É produzido pela combustão incompleta de combustíveis como petróleo, gás natural, carvão e turfa. Assim, encontra-se em gases de combustão, tais como, os que produzem os automóveis e os camiões, os motores pequenos de gasolina, fogões, lanternas, madeira e carvão queimados, fogões de gás e sistemas de calefação.

O monóxido de carbono proveniente destas fontes pode acumular-se em espaços fechados ou semi-fechados e os sintomas mais comuns de intoxicação por CO são dor de cabeça, náuseas, debilidade, vômitos, dor de peito e confusão. A ingestão de altos níveis de CO pode causar desmaio e até a morte. Os tecidos com maiores necessidades em O₂ como o coração, cérebro e músculos são os primeiros afectados. O envenenamento por CO pode ser revertido se detectado a tempo. Mas mesmo havendo recuperação, o envenenamento agudo pode resultar em danos permanentes para partes do corpo que requerem muito O₂, tal como o cérebro e o coração [Spengler et al, 2000].

O CO é responsável pela redução da capacidade de fixação de oxigénio pelo sangue (o CO tem uma afinidade 200 vezes maior para a hemoglobina do que o oxigénio, dando origem à carboxi-hemoglobina (HbCO)) o que conduz a uma diminuição da oxigenação dos órgãos internos, sendo especialmente perigoso para os indivíduos com doenças cardiovasculares [European Commission, 2005; WHO 2000].

Tabela 11. Relação entre a exposição CO e os níveis de HbCO no sangue.

CO (ppm) no ar	Tempo de acumulação (minutos)	Concentração de HbCO (%)	Sintomas
50	150	7	Dor de cabeça
100	120	12	Dor de cabeça moderada, tontura
250	120	25	Dor de cabeça severa, tontura
500	90	45	Náuseas, vômitos, colapso
800-1000	60	60	Coma
2000	5	80	Morte

[Fonte: Projecto INDEX, Spengler et al, 2000]

Nos parques de estacionamento subterrâneos, túneis rodoviários e vários outros microambientes interiores, em que os motores de combustão sejam utilizados em condições de ventilação insuficiente, os níveis médios de monóxido de carbono podem subir acima dos 115 mg/m³ (100 ppm) por várias horas. Nas residências com aparelhos a gás, o pico de concentração de monóxido de carbono pode situar-se na gama de valores 60-115 mg/m³ (53-100 ppm). A presença de fumo de tabaco em residências, escritórios, veículos e restaurantes pode elevar a concentração média de 8 horas de monóxido de carbono para 23-46 mg/m³ (ppm 20-40) [WHO, 2000].

A exposição a doses relativamente elevadas em pessoas saudáveis pode provocar problemas de visão, redução da capacidade de trabalho, redução da destreza manual, diminuição da capacidade de aprendizagem, dificuldade na resolução de tarefas complexas ou mesmo matar. O monóxido de carbono está também associado ao desenvolvimento de doença isquémica coronária, pensando-se que esse facto resulte da interferência com a oxigenação do miocárdio e do aumento da adesividade das plaquetas e dos níveis de fibrinogénio o que ocorre particularmente com os fumadores.

5.3.3.1 Métodos de medição do CO

Os métodos utilizados na medição do CO são análogos aos utilizados para o CO₂, seguindo os mesmos princípios de funcionamento. As medições devem ser feitas próximo das fontes, nas áreas onde existem queixas, em escadas e elevadores que comuniquem com as fontes.

A eficácia das medições pode variar de acordo com as seguintes condições: utilização de um método passivo ou activo; recurso a um analisador de medição em contínuo (o aparelho possui uma memória para aquisição de dados) ou um aparelho de leitura directa; e se a leitura é realizada em contínuo ou pontual.

De entre os vários métodos disponíveis para análise do CO podem-se destacar os seguintes: analisadores de infravermelhos não dispersivo (NDIR), analisadores electroquímicos, cromatografia gasosa e tubos colorimétricos.

ANALISADORES DE INFRAVERMELHOS (IV)

Este método de análise está descrito na secção dos métodos de medição do CO₂, visto que o princípio de funcionamento é o mesmo, quer para o método infravermelho não dispersivo (NDIR), quer para o método infravermelho com transformada de Fourier (FTIR).

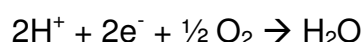
ANALISADORES ELECTROQUÍMICOS

Os sensores electroquímicos de medição de monóxido de carbono recorrem a um princípio de funcionamento no qual o monóxido de carbono é oxidado a dióxido de carbono, reacção que origina um sinal eléctrico proporcional à concentração de monóxido de carbono no ambiente a avaliar.

O equipamento desenvolvido pela GE (General Electric) emprega uma tecnologia de electrólito polimérico sólido, que usa uma membrana com água desionizada armazenada numa célula. A amostra que contém CO é bombeada continuamente, passando do outro lado da membrana; quando a amostra entra no ambiente de humidade relativa de 100% da membrana saturada, o CO presente na amostra combina-se com a água através da seguinte reacção [Winberry Jr. et al, 1993]:



Os iões de hidrogénio resultantes da reacção passam através da membrana libertando electrões (2e^-); um sensor está colocado do lado da amostragem da membrana e um contador está colocado do lado do reservatório de água da membrana; os electrões libertados pela reacção acima movem-se do sensor para o contador através de um circuito, gerando uma corrente eléctrica que é amplificada. Do lado do reservatório de água, os iões de hidrogénio e electrões combinam-se do seguinte modo [Winberry Jr. et al, 1993]:



Quando as duas reacções acima são combinadas, ocorre a seguinte reacção:



Por cada molécula de CO oxidada, dois electrões atravessam o circuito e a corrente gerada é directamente proporcional à concentração de CO presente na amostra.

Depois da amplificação do sinal, a concentração de CO é lida directamente em partes por milhão num LCD (liquid crystal display). Possíveis interferências químicas (por exemplo,

presença de dióxido de nitrogénio) são removidas da amostra recorrendo a um filtro químico que consiste num oxidante (por exemplo, permanganato de potássio ou alumina activada) [Winberry Jr. et al, 1993].

Em suma, o analisador usa uma célula electroquímica, onde o monóxido de carbono é oxidado a dióxido de carbono, a reacção que ocorre no interior da célula pode gerar uma corrente eléctrica ou uma mudança na condutividade da solução. Essas alterações serão directamente proporcionais à concentração do gás, e o sinal eléctrico pode ser exibido directamente ou integrado por meio computacional para dar leituras em ppm. [Winberry Jr. et al, 1993]

CROMATOGRAFIA GASOSA (CG)

A OSHA apresenta este método como um dos possíveis de utilizar na medição do CO, onde é recolhido um volume de ar conhecido num saco de amostragem em alumínio (5 camadas); o tempo de amostragem varia entre os 100-200 minutos, sendo recolhidos 2-5 litros de ar. As amostras devem ser enviadas para o laboratório assim que possível e analisadas dentro de duas semanas após a colheita. Uma parte da amostra de gás é introduzida num cromatógrafo a gás, e analisada utilizando um detector de ionização de descarga (DID).

A CG é uma técnica analítica utilizada para promover a separação de substâncias voláteis de uma amostra (mistura), através do seu arraste por meio de um gás (fase móvel) sobre uma coluna cromatográfica (fase estacionária). Após a separação dos componentes da mistura na coluna e eluição, estes são conduzidos para o detector onde são identificados e quantificados. O sinal transmitido pelo detector é enviado para um integrador, onde são processados os dados e obtido o resultado na forma de um cromatograma.

Um detector de cromatografia é um dispositivo que localiza nas dimensões do espaço e do tempo, as posições dos componentes de uma mistura que tenha sido submetida a um processo de cromatografia em fase gasosa. O detector, além de ser um dispositivo de apoio essencial para o cromatógrafo a gás, tem também desempenhado um papel crítico no desenvolvimento da técnica como um todo. De seguida serão abordados apenas os detectores mais usuais na CG, nomeadamente, o detector de ionização de chama (FID), o detector de ionização de descarga (DID) e o detector de Fotoionização (PID) [Scott, 2003].

Então, os principais detectores utilizados em cromatógrafos a gás são:

(a) FID (Detector de ionização de chama): é um dos tipos de detectores mais utilizados devido à sua alta sensibilidade. No dispositivo existe uma pequena chama de hidrogénio rodeada por um campo electrostático. Os compostos orgânicos eluídos da coluna são submetidos à combustão, durante a qual se formam fragmentos iónicos e electrões livres. Estes são recolhidos e produzem uma corrente eléctrica proporcional à velocidade com que os componentes da amostra penetram na chama. O FID responde muito bem aos compostos orgânicos, no entanto, não responde aos compostos inorgânicos, com excepção dos que sejam facilmente ionizáveis;

(b) PID (Detector de Fotoionização): os monitores de gases PID utilizam luz ultra-violeta para ionizar as moléculas de gás. Os PID são geralmente utilizados para a detecção de Compostos Orgânicos Voláteis (COV's) em baixas concentrações. As moléculas de gases passam pela câmara de fluxo do detector, onde são bombardeadas por raios de luzes ultra-violeta. Quando atingidas pelos raios, as moléculas libertam iões, os quais são atraídos por eléctrodos que amplificam a carga iónica, gerando uma corrente eléctrica. Através da medição da corrente produzida, determina-se o tipo de gás e sua concentração.

(c) DID (Detector de ionização de descarga): trata-se de um detector de iões que utiliza uma descarga de alta voltagem eléctrica para produzir iões. O detector é constituído por duas câmaras (câmara de descarga e câmara de ionização); na câmara de descarga o hélio é ionizado, de seguida o gás de descarga passa para a segunda câmara de ionização, onde o eluente da coluna entra no topo da câmara de ionização e se mistura com o do hélio da câmara de descarga, e os iões formados são recolhidos por duas placas de eléctrodos com uma diferença de potencial de cerca de 160V. Os iões produzem uma corrente eléctrica, que é o sinal de saída do detector. Quanto maior a concentração do componente, mais iões são produzidos, e maior é a corrente.

A CG oferece muitas vantagens na análise de CO, no entanto, devido à sensibilidade para o CO por um detector de ionização de chama (FID) ser extremamente baixa, é necessário fazer reagir hidrogénio com CO sobre um catalisador como níquel aquecido para produzir metano antes de passar pelo detector de ionização de chama.

Com o recente desenvolvimento do detector de ionização de descarga (DID) para uso em análises de cromatografia gasosa, é possível medir as concentrações de CO

directamente, mesmo em níveis muito baixos. O hélio é usado geralmente como o gás de arraste da amostra e como a espécie ionizada. No detector, o hélio é passado através de uma câmara onde uma descarga luminescente é gerada e fótons de alta energia são produzidos; estes passam por uma abertura para outra câmara onde ionizam o gás da amostra, os electrões resultantes são recolhidos para a determinação quantitativa por um electrólito padrão. A faixa superior de análise do método é de cerca de 430 ppm e o limite de detecção qualitativa é de 0,12 ppm para uma amostra de gás de 1mL. A sensibilidade obtida nos cromatógrafos portáteis dependerá dos compostos a serem determinados, do método de amostragem e do detector escolhido para a análise.

Basicamente o cromatógrafo de gás é constituído por 5 elementos: a fonte do gás de transporte, os sistemas de injeção da amostra, a coluna de separação, o detector e o registador (Figura 16).

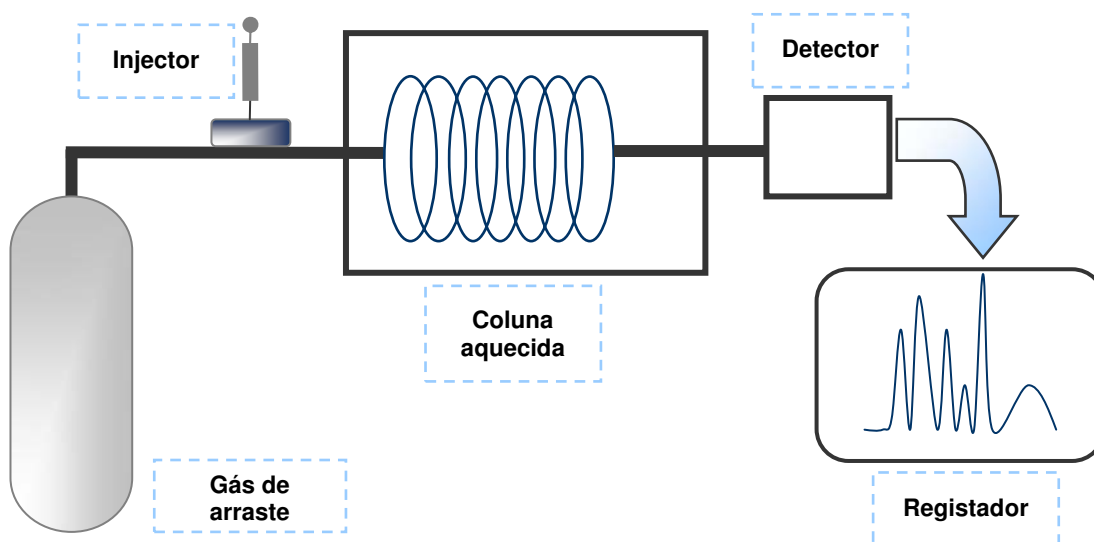


Figura 16. Componentes de um cromatógrafo a gás.

[Fonte: adoptado de Scott, 2003]

O método de separação cromatográfica em fase gasosa consiste no seguinte: a amostra é injectada num bloco de aquecimento, onde se vaporiza imediatamente e é arrastada pela corrente do gás de transporte para a coluna (o gás de arraste deve apresentar alto grau de pureza e não interferir na amostra). Os componentes da amostra são adsorvidos ao nível da cabeça da coluna, pela fase estacionária, e, depois, desabsorvidos por nova porção do gás de arraste. Este processo repete-se, à medida que a amostra vai sendo deslocada, pelo gás de arraste, para a saída da coluna a uma velocidade própria, pelo

que se forma uma banda correspondente a cada uma das substâncias. Os componentes são eluídos continuamente e penetram no detector.

A área correspondente ao pico do cromatograma (sinal obtido no registador) de um determinado composto é proporcional à concentração deste no detector. A análise quantitativa é feita pela comparação da área do pico do composto presente na amostra com a área equivalente ao pico de uma substância padrão conhecida.

De um modo geral, a cromatografia gasosa permite uma análise qualitativa e quantitativa em determinadas situações no campo. Embora os resultados obtidos em campo possam não ser tão precisos como aqueles obtidos em análises de cromatografia a gás em laboratório, podem ser úteis para o processo de selecção de áreas contaminadas, reduzindo assim o número de amostras necessárias para uma análise a ser realizado em laboratório.

TUBOS COLORIMÉTRICOS

Os aparelhos colorimétricos de leitura directa usam as propriedades químicas de um contaminante para reacção com um agente químico que produz um efeito de coloração.

Basicamente o sistema de tubo detector colorimétrico é composto por dois elementos: a bomba de amostragem e os tubos colorimétricos indicadores. As bombas de fole ou de pistão são projectadas para aspirar um volume fixo de ar (geralmente 100 cm³) com apenas uma bombada. O tubo detector é de vidro hermeticamente selado, contendo materiais sólidos granulados como sílica gel, alumina ou pedra-pome, que são impregnados com uma substância química que reage quando o ar contém um contaminante específico ou um grupo de contaminantes que passa através do tubo [Kosa, 2002].

A leitura nos tubos reagentes é relativamente simples podendo ser observada directamente através da mudança de coloração indicada na escala graduada impressa no corpo do tubo; a unidade de medida é dada em ppm.

A reacção química que ocorre no interior do tubo é afectada por baixas e/ou altas temperaturas, retardando e/ou acelerando a reacção e consequentemente o tempo de resposta, influenciando assim directamente na veracidade dos resultados. Altas temperaturas aceleram a reacção podendo causar um problema de descoloração da camada reagente sem que o contaminante esteja presente.

5.3.4 Ozono (O₃)

A formação do ozono, tal como todos os poluentes fotoquímicos, é originária de reacções provocadas pela luz solar a partir de determinados precursores de origem antropogénica e biogénica, predominantemente óxidos de azoto (os chamados NO_x resultantes do NO + NO₂) e os compostos orgânicos voláteis, com estrutura e reactividade bastante diversificadas. Actualmente são conhecidas cerca de 30 000 reacções relacionadas com a formação e destruição de ozono, o que confirma a complexidade que envolve a geração deste poluente [WHO, 2000].

Embora o ozono estratosférico (o que se situa a altitudes de 20 - 30 km na atmosfera) seja a garantia de vida no Planeta, o ozono troposférico, pelo contrário, produz diversos efeitos adversos, podendo afectar gravemente a saúde e o bem-estar humano, bem como a vegetação, animais e bens materiais [Maroni et al, 1995].

Deste 1851, altura em que foi realizada a síntese do ozono, que este composto é classificado como um irritante pulmonar. O reconhecimento do seu impacto na saúde foi feito pela primeira vez em 1967 em atletas de escolas superiores na Califórnia. Segundo a EPA (1997), o ozono é responsável pelos seguintes problemas de saúde, mesmo para concentrações bastante baixas: problemas respiratórios agudos, agravamento de crises de asma, decréscimo temporário da capacidade pulmonar (10 a 20 %) em adultos saudáveis, inflamação do tecido pulmonar, diminuição nas capacidades do sistema imunitário, tornando as pessoas mais vulneráveis a doenças do foro respiratório, incluindo bronquite e pneumonia [Maroni et al, 1995].

Desde a publicação da segunda edição da *guideline* da OMS (2000) que define o valor de orientação para os níveis de ozono de 120 µg/m³ para uma média de 8 horas diárias, pouca informação nova sobre os efeitos do ozono na saúde foi obtida. Em 2004, a OMS fez a revisão deste valor alterando o limite para 100 µg/m³ (máxima diária de 8 horas média).

O ozono é um forte agente oxidante e um poluente secundário que se forma na presença de luz solar. Na presença de radiação incidente com comprimentos de onda da ordem dos 240 – 300 nm, ocorre decomposição deste composto e formação de oxigénio. Ao nível do interior dos edifícios em áreas urbanas este poluente encontra-se presente devido à contaminação exterior, essencialmente pelo tráfego e interior, por exemplo pelos equipamentos [Pinho et al, 2005].

As fontes interiores de ozono (por ex., purificadores de ar electrostáticos, fotocopiadoras, e impressoras a laser) podem ser responsáveis por elevadas concentrações interiores, no entanto o ozono exterior é a maior causa da presença de ozono em ambientes interior.

As concentrações de ozono nos espaços interiores podem variar significativamente, entre 10% a 80% dos níveis do exterior. Esta variação é causada por diversos factores tais como, infiltração de ar, insuflação pelos sistemas AVAC, a circulação do ar interior, composição das superfícies interiores (por ex., tapetes, tecidos, mobília, etc.,) e por reacções com outros componentes do ar interior. Nas situações em que existe uma fonte de ozono no interior as concentrações de ozono podem variar entre os 0,12 e os 0,80 ppm [APA, 2009; Spengler et al, 2000].

5.3.4.1 Métodos de medição do O₃

O ozono é um gás altamente reactivo, portanto, qualquer método utilizado para medir a concentração de ozono deve considerar essa propriedade. Além disso, o ozono deve ser medido no local de amostragem, pois não convém transportar as amostras para um laboratório para análise.

A medição do O₃ tem sido objecto de investigação durante décadas devido à importância deste composto na química atmosférica e devido aos seus efeitos potenciais sobre a saúde humana. Este capítulo centraliza-se nos métodos actualmente utilizados na medição do O₃.

O método de fotometria de absorção no ultra violeta é o método de referência elegido pela Nota Técnica para medir o O₃. Existem outros métodos indicados como equivalentes: quimiluminiscência do etileno, quimiluminiscência do monóxido de azoto, método electroquímico e colorimétrico.

FOTOMETRIA DE ABSORÇÃO NO ULTRA-VIOLETA (UV)

A fotometria de absorção no UV é um método universalmente aceite e cujo princípio de funcionamento consiste na redução que a intensidade de um feixe de luz ultravioleta (UV) sofre depois de atravessar uma amostra de ar, que entra através de uma câmara de absorção. A determinação da concentração de ozono é feita através da equação de Beer-Lambert, em que a concentração de ozono é função da atenuação da intensidade da luz solar, da distância percorrida pela luz ultravioleta e do respectivo comprimento de onda [Dunlea et al, 2006; Li et al, 2006].

Os monitores de UV utilizam lâmpadas de mercúrio (Hg) como fontes de radiação UV; o comprimento de onda do feixe de luz UV corresponde ao espectro de absorção das moléculas de ozono, que atinge um valor máximo para um comprimento de onda de aproximadamente 254 nm [Dunlea et al, 2006].

O método apresenta uma gama de medição de 0-1 ppmv, com um limite mínimo de detecção de 2-5 ppbv. Este método é válido para temperatura de operação de 10 °C a 40 °C, um tempo de resposta de aproximadamente 10 a 15 segundos.

A Figura 17 representa um esquema de um fotômetro de absorção de UV:

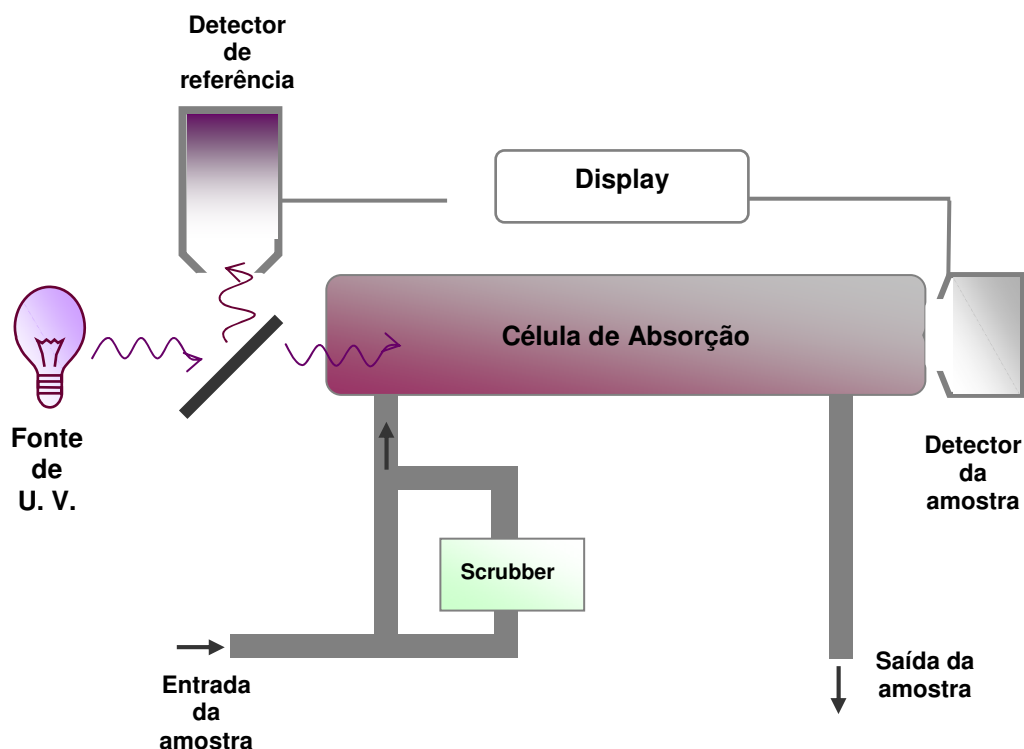


Figura 17. Esquema de um analisador fotométrico de UV.

[Fonte: adaptado de Li et al, 2006]

O analisador utiliza o *scrubber* para criar um fluxo de ar livre de ozono, sendo este utilizado como referência. A intensidade da radiação UV que passa por este fluxo de referência é comparada com a intensidade que passa através de um fluxo de ar ambiente e cuja concentração em O₃ se pretende determinar [Dunlea et al, 2006].

QUIMILUMINISCÊNCIA DO ETILENO (C₂H₄)

A luminescência é um termo utilizado para descrever a emissão de radiação quando uma molécula ou átomo no estado excitado decai para o seu estado fundamental. Os vários tipos de luminescência são caracterizados em função da fonte de energia empregada para se obter o estado excitado. Na quimiluminescência, a energia de excitação é proporcionada por uma reacção química, sendo a emissão de radiação observada geralmente nas regiões do visível ou infravermelho. Este processo pode ser

simplificadamente representado pela equação abaixo, onde A e B representam os reagentes, AB* o intermediário no estado excitado, AB o produto da reacção e $h\nu$ a radiação emitida. A medida da intensidade de radiação emitida possibilita a determinação da concentração dos reagentes ou do catalisador.



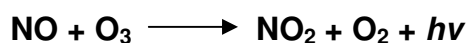
A reacção do ozono com o etileno gera produtos electronicamente excitados que “libertam” luz. Os principais componentes necessários à medição do ozono são uma fonte de etileno, uma entrada para o ar ambiente, uma câmara de reacção, um fotomultiplicador e um circuito processador de sinal. A taxa a que a luz é recebida no fotomultiplicador está dependente das concentrações de etileno e ozono; no caso da concentração de etileno ser muito superior à concentração de ozono a ser medida então a luz emitida será somente proporcional à concentração de ozono. [EPA, 1996; APA, 2009]

Tipicamente o funcionamento de um monitor de O_3 baseado nesta abordagem consiste na mistura de um fluxo constante de cerca de 1 L/min de amostra de ar com um fluxo constante ($\approx 50\text{cm}^3/\text{min}$) de etileno. A mistura ocorre numa pequena câmara de reacção inerte, com uma janela através da qual a luz pode passar para o fotocátodo de um tubo fotomultiplicador. As moléculas electronicamente excitadas e geradas pelas reacções do O_3 com o etileno, produzem uma banda de emissão centrada em 430 nm; a intensidade de emissão é linearmente proporcional à concentração de O_3 .

Limites de detecção de 0,005 ppm e um tempo de resposta inferior a 30 segundos são facilmente obtidos e são características típicas de instrumentos actualmente disponíveis no mercado. [EPA, 1996]

QUIMILUMINISCÊNCIA DO NO

O NO é uma molécula relativamente instável, que na presença de ozono se oxida em NO_2 . Esta reacção produz uma determinada quantidade de luz por cada molécula de NO que reage e a quantidade de luz pode ser determinada usando um tubo fotomultiplicador. A determinação de ozono realiza-se a partir da reacção em fase gasosa com o óxido de azoto (NO), segundo a reacção:



É produzida uma emissão de luz ($h\nu$) a partir desta reacção, cuja intensidade é proporcional à concentração de ozono na amostra. [APA, 2009]

A amostra de ar entra no analisador de um bomba que controla o fluxo de entrada e é dirigida para uma válvula; esta válvula dirige a amostra de ar directamente para uma câmara de reacção; quando a amostra passa nesta câmara, ocorre a reacção e a luminescência emitida corresponderá à concentração de ozono.

Este método é igualmente utilizado para determinar a concentração de NOx no ar ambiente, pois o princípio de funcionamento é o mesmo.

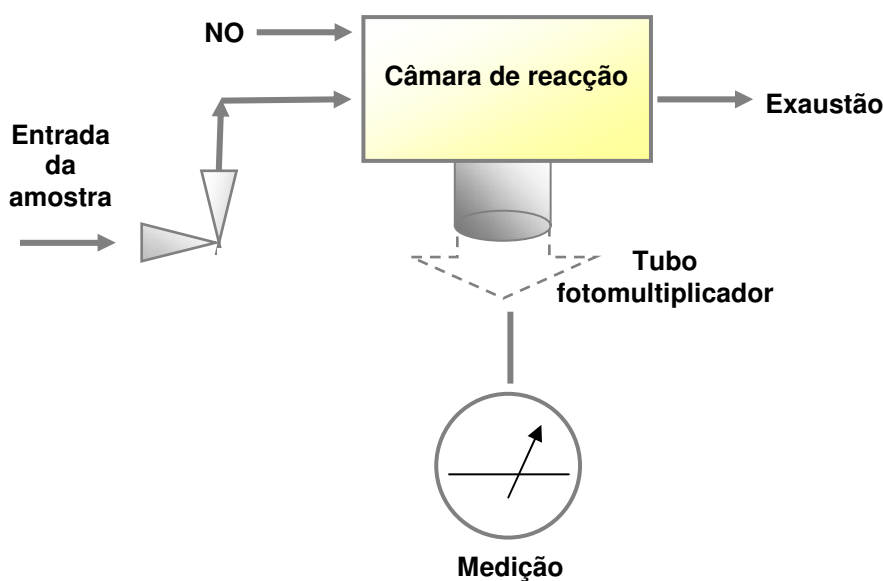


Figura 18. Esquema do processo de quimiluminiscência do NO.

MÉTODO ELECTROQUÍMICO

Os sensores electroquímicos permitem detectar a presença de ozono baseando-se no princípio de que a reacção com ozono resulta numa corrente eléctrica proporcional à concentração deste gás.

Geralmente um sensor electroquímico é constituído por um eléctrodo de medição e um contra-eléctrodo, separados por um electrólito (solução) (Figura 19). O ozono ao entrar em contacto com o sensor passa inicialmente por uma pequena abertura, do tipo capilar, difundindo-se de seguida através de uma membrana hidrofóbica; a membrana tem a função acrescida de impedir que o electrólito saia do sensor. As dimensões da abertura capilar e dos poros da membrana permitem controlar a quantidade de gás que chega ao sensor, variando consoante o gás a analisar.

Após difusão através da membrana, as moléculas de ozono reagem na superfície do eléctrodo de medição, segundo um mecanismo de redução. A corrente eléctrica que passa a fluir entre o eléctrodo de medição e o contra-eléctrodo é medida, permitindo assim quantificar a presença do ozono.

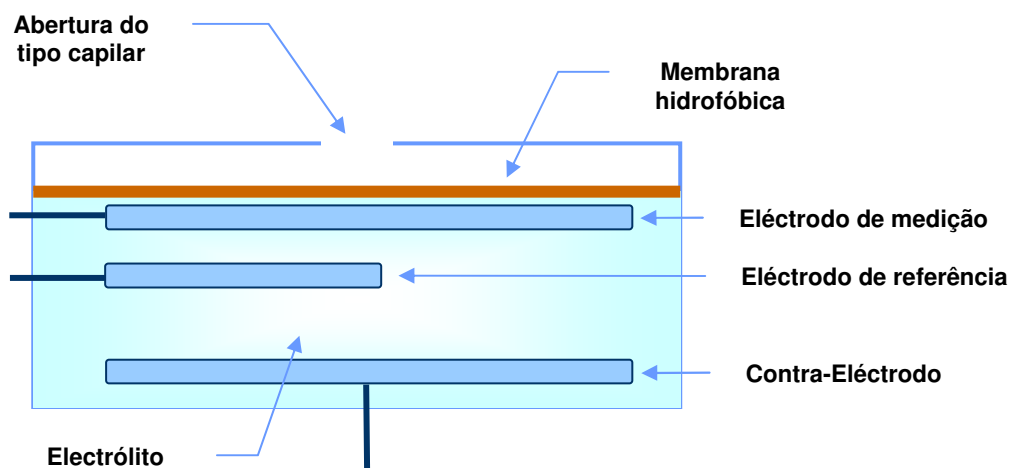


Figura 19. Configuração típica de um sensor electroquímico.

MÉTODO COLORIMÉTRICO

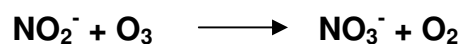
Este método tem por base o princípio da oxidação selectiva de uma molécula orgânica corada pela presença de ozono e entre os vários métodos existentes, destacam-se os seguintes:

Método Dimetil-p-fenilenodiamina (DDPD): este método consiste na oxidação do iodeto pelo ozono num determinada amostra, em que o iodo vai reagir com o DDPD, formando uma coloração azul violeta, com intensidade em proporção directa à concentração do ozono na amostra.

Método Índigo Trissulfonato: neste método o reagente Índigo Trissulfonato (SO_4)₃ vai reagir instantaneamente com o ozono presente na amostra a analisar. O ozono actua eliminando a cor azul inicial e a descoloração é proporcional à concentração de ozono na mesma amostra.

MÉTODO IGFF (IMPREGNATED GLASS FIBER FILTERS) – FILTROS DE FIBRA DE VIDRO IMPREGNADOS

Este método é referenciado pela OSHA (método 214) e consiste no seguinte: o ozono é recolhido através de dois filtros de fibra de vidro impregnados em nitrito (IGFF's). O segundo filtro IGFF serve como um filtro de *backup* (Figura 20). O O₃ recolhido converte o nitrito (NO₂⁻) em nitrato (NO₃⁻), através de oxidação, segundo a seguinte reacção química:



O nitrato resultante é analisado através da cromatografia iónica, utilizando um detector de UV com comprimentos de onda de 200 nm. É depois usado um factor de conversão para calcular a quantidade de O₃ recolhido a partir da quantidade de nitrato convertido.

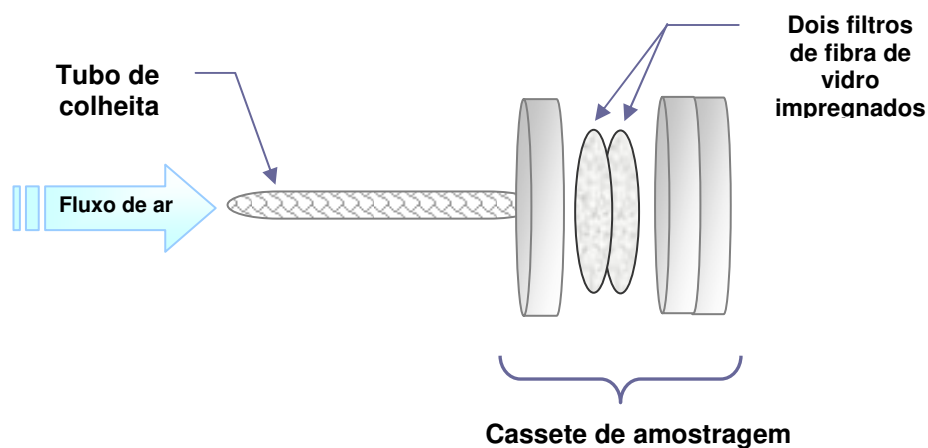


Figura 20. Amostragem de ozono através do método IGFF.

[Fonte: adaptado de OSHA, 1995]

5.3.5 Formaldeído (HCOH)

Devido às suas elevadas características reactivas químicas, o formaldeído é o poluente químico mais irritante e importante entre os produtos químicos avaliados no relatório INDEX (2005). O formaldeído é o poluente do ar interior mais comum e talvez o mais importante, porque se encontra nos vários tipos de ambiente interior. Este composto pertence à “grande família” dos Compostos Orgânicos Voláteis (COV's), mas devido à sua importância na qualidade do ar interior é caracterizado à parte e recorre a técnicas de amostragem específicas; além disso não é detectável pelos métodos de cromatografia gasosa aplicados na análise dos COV's.

À temperatura ambiente é um gás incolor, com um odor pungente e é influenciado quimicamente pela temperatura e humidade. O formaldeído é muito solúvel em água e muito reactivo, podendo ser encontrado em três estados físicos: gás, solução aquosa e como polímero sólido. Sendo muito solúvel em água, pode irritar qualquer parte do corpo humano que contenha humidade, tais como os olhos e o tracto respiratório superior [Maroni et al, 1995].

A principal fonte de emissão interna do formaldeído está relacionada com a utilização de resinas e produtos construídos com aglomerados de madeira; este composto também é utilizado nos produtos de limpeza, isolantes, tecidos/decoração, adesivos, etc. Além das fontes já referidas, processos de combustão de gás natural e fumo de tabaco são também potenciais fontes de emissão de formaldeído [Pires et al, 1999].

O formaldeído é uma substância química irritante e desperta a sensibilidade das mucosas e efeitos irritantes têm sido associados a concentrações numa gama média de 0,5 ppm. Os principais sintomas associados aos efeitos do formaldeído sobre a saúde humana incluem garganta seca ou dorida, dores de cabeça, fadiga, problemas de memória e concentração, náuseas, vertigens, falta de ar, ardor nos olhos, etc.

Quatro instituições internacionais de pesquisa, nomeadamente, a Agência Internacional de Pesquisa em Cancro (IARC), a EPA e OSHA, comprovaram o potencial cancerígeno do formaldeído [Pires et al, 1999].

A Tabela 12 apresenta os possíveis efeitos para a saúde humana devido à exposição de formaldeído a diferentes concentrações [Kosa, 2002]:

Tabela 12. Níveis de exposição ao formaldeído e efeitos na saúde.

Concentração [ppm]	Efeitos na saúde
0,05 – 1	Detecção do odor
0,01 – 2	Olhos irritados
1 – 3	Sensação de irritação nos olhos, nariz e garganta
4 - 5	Exposições prolongadas são intoleráveis
10 – 20	Sintomas de dificuldade respiratória
> 50	Poderão ocorrer danos graves e até mesmo morte.

5.3.5.1 Métodos de medição do formaldeído

O formaldeído pode ser medido através de monitores portáteis de leitura directa em ppm, por tubos colorimétricos, ou por amostragem com tubos passivos seguido de análise em laboratório. A Nota Técnica publicada no âmbito do RSECE indica como método de referência a recolha e análise por cromatografia HPLC (high performance liquid chromatography) dos tubos com sílica revestida a DNPH (dinitrofenilhidrazina) [APA, 2009].

A maioria dos métodos de amostragem (NIOSH 2016, NIOSH 2541, OSHA 52, e EPA IP-6A) captura o formaldeído em fase gasosa. Estes métodos são semelhantes no que diz respeito à necessidade de equipamentos, meios de recolha e restrições de vazão. As diferenças estão no limite de detecção, na duração da amostragem, nos métodos de análise laboratorial e possíveis interferências [Kosa, 2002].

O método NIOSH 3500 é um método que permite a amostragem de formaldeído nas fases líquida, gasosa e sólida, enquanto que o método NIOSH 3700 foi concebido para analisar o formaldeído em fase sólida (partículas de pó) [Kosa, 2002].

As estratégias de amostragem adoptadas podem variar consoante o objectivo da medição: no caso do objectivo passar pela verificação da conformidade com os valores guia da OMS, em espaços só com ventilação natural as portas e janelas deverão ser fechadas durante 8 horas, após uma forte ventilação de 15 minutos, realizando-se posteriormente uma amostragem de 30 minutos (ainda com as portas e janelas fechadas). Se o objectivo for a determinação da concentração média de formaldeído, a amostragem deverá durar pelo menos 24 horas, sob as condições normais de utilização do espaço. É desejável realizar mais de uma medição, de preferência feitas no centro do compartimento, a uma altura de 1-2 metros [ECA, 1989].

No caso de se querer avaliar a concentração máxima, a amostragem deve ser feita sob condições que levam a picos de concentração de formaldeído, tais como, condições climáticas desfavoráveis (temperatura e humidade relativa elevadas) ou emissões de formaldeído por fontes intermitentes (desinfectantes, por exemplo), durante 30 minutos.

AMOSTRADORES ACTIVOS IMPREGNADOS DE SÍLICA GEL TRATADA COM DNPH

Os métodos NIOSH 2016, EPA TO-11A e IP-6A apresentam a descrição do procedimento de amostragem para amostradores activos, que aspiram a amostra de ar (100 a 1000 mL/min (EPA-6A); 100 – 2000 mL/min (EPA TO-11A; ou 30 a 1500 mL/min (NIOSH 2016)) recorrendo a uma bomba (Figura 21). Nestes métodos, cujo meio de colheita é sílica gel tratada com a 2,4-dinitrofenilhidrazina (DNPH), o formaldeído combina-se com a DNPH dando origem a compostos secundários carbonil-hidrazonas que são extraídos posteriormente do amostrador com acetonitrilo; de seguida o estrato é analisado por cromatografia líquida de alta pressão com detecção por absorção no UV-Visível [Kosa, 2002; Winberry Jr. et al, 1993].

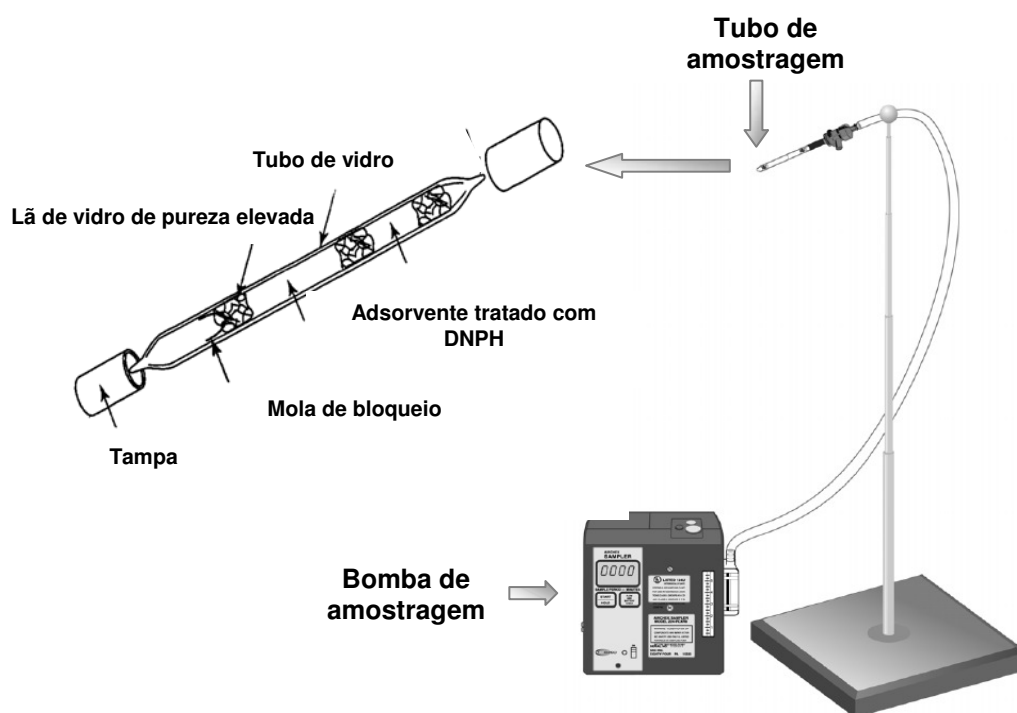


Figura 21. Sistema de amostragem para tubos adsorventes.

[Fonte: EPA, 2004 (Method IP-6A)]

Após a amostragem, os tubos adsorventes são selados, embalados e enviados para o laboratório; os tubos poderão ser conservados durante duas semanas no máximo e a uma temperatura inferior ou igual a 4 °C. Os compostos secundários resultantes da reacção entre o formaldeído e o DNPH são submetidos ao método analítico de cromatografia líquida acoplada a um detector de Ultra-Violeta (UV) [Winberry Jr., 1997].

Denominada em inglês de *High Performance/Pressure Liquid Chromatography (HPLC)*, a cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) distingue-se por utilizar a fase móvel a alta pressão. É similar à cromatografia gasosa (CG) no que diz respeito à possibilidade de separar misturas complexas de compostos, e na disponibilidade de uma variedade de detectores (espectrofotométricos, fluorimétricos, electroquímicos e espectrometria de massas), que podem ser usados para obter uma elevada sensibilidade [Scott, 2003].

Relativamente ao método IP-6A da EPA, este pode ser usado em amostras de longa-duração (1 a 24 horas) ou de curta-duração (5 a 60 minutos), a temperaturas entre os 10 a 100 °C. Os tubos referidos neste método da EPA têm uma capacidade máxima de amostragem de 75 µg de formaldeído, com um limite de detecção de 0,03 µg [Winberry Jr. et al, 1993; EPA, 2004].

AMOSTRADORES PASSIVOS IMPREGNADOS DE SÍLICA GEL TRATADA COM DNPH

Este método recorre à análise química referenciada no método EPA IP-6C, em que o DNPH reveste filtros de papel com sílica gel. [Winberry et al, 1993].

Relativamente ao método IP-6C, o filtro revestido é colocado num amostrador passivo de polipropileno que contém um número de orifícios de entrada, que recolhem o formaldeído através do processo de difusão controlada. O amostrador é aberto por uma tampa deslizante para expor os orifícios e contém dois compartimentos de filtros: o filtro impregnado com DNPH é colocado sob os orifícios de difusão e é utilizado para a recolha de amostra; o outro filtro é usado como um filtro de branco. Após a amostragem, os filtros de papel sofrem extracção com acetonitrilo e são depois analisados por CLAE com um detector UV (operado a 365 nm) acoplado; o formaldeído na amostra é identificado e quantificado por comparação dos tempos de retenção e das áreas dos picos com soluções-padrão [Winberry Jr. et al, 1993; EPA, 2004].

Actualmente estão disponíveis no mercado amostradores deste género que foram validados para amostragens em locais de trabalho, com durações entre 15 minutos a 8 horas; o amostrador consegue facilmente detectar níveis de 5 ppb para exposições de 8 horas. Para exposições de 24 horas consegue detectar níveis de 2 ppb [Winberry Jr. et al, 1993; EPA, 2004].

Para amostragens de 15 minutos a 24 horas, a taxa média de amostragem do formaldeído é de 28,6 mL/min; para 7 dias de amostragem a taxa é de 20 mL/min. A taxa de absorção depende do coeficiente de difusão de formaldeído [Winberry Jr. et al, 1993; EPA, 2004].

Antes de serem usados, os filtros deverão ser preservados a temperaturas inferiores ou iguais a 4°C durante 12 meses no máximo, após o seu fabrico. Após os filtros serem usados, caso a análise por CLAE não seja imediata, existe a possibilidade de armazenar os filtros a temperaturas inferiores ou iguais a 4°C, durante 3 semanas no máximo. Os filtros têm uma capacidade amostragem de 29 µg de formaldeído [Winberry Jr. et al, 1993; EPA, 2004].

MÉTODO ELECTROQUÍMICO

O monitor electroquímico é um analisador activo de leitura directa. O formaldeído reage electroquimicamente no eléctrodo específico para os aldeídos, gerando uma corrente eléctrica proporcional à concentração. Uma pequena bomba interna do monitor faz a recolha do ar continuamente e o nível mínimo detectável encontra-se na gama de 0,02 a 0,05 ppm. [APA, 2009]

A oxidação electroquímica de formaldeído tem sido demonstrada recorrendo a um eléctrodo de platina. No entanto, a exposição contínua de um eléctrodo de platina ao formaldeído tem resultado numa redução da capacidade de oxidação ao longo do tempo. Esse comportamento é típico da oxidação electroquímica de compostos orgânicos por catalisadores de metal nobre, que é caracterizada pela acumulação rápida de sujidade no eléctrodo. [Federal Provincial Working Group on Indoor Air Quality in the Office Environment, 1995]

TUBOS COLORIMÉTRICOS

Neste método a amostragem é realizada através de uma bomba manual ou mecânica que aspira uma amostra de ar para o tubo colorimétrico. Este tubo contém uma substância química absorvida numa matriz sólida ou líquida que reage na presença do formaldeído, originando uma mancha de cor. As concentrações são lidas directamente no tubo através do comprimento da mancha de cor desenvolvida.

Estão disponíveis tubos colorimétricos para várias gamas de sensibilidade; para níveis do ar interior dito limpos, este método é apenas marginalmente sensível, mas pode ser útil na identificação da presença de fonte e sua avaliação. Alguns tubos podem medir na faixa de 0,2 a 5 ppm.

MÉTODO COLORIMÉTRICO DO ÁCIDO CROMOTRÓPICO

O método espectrofotométrico do ácido cromotrópico em meio de ácido sulfúrico concentrado destaca-se por apresentar grande sensibilidade e alta selectividade; actualmente é recomendado pelo NIOSH (NIOSH 3500). Trata-se de um método colorimétrico em que o formaldeído reage com uma mistura de ácido sulfúrico – ácido cromotrópico para formar um complexo púrpura cuja concentração é determinada por espectrofotometria no visível a 580nm [Maroni et al, 1995].

Este método utiliza uma cassette com filtro de PTFE (politetrafluoretileno) de 1 a 3 μm , sobre um suporte de aço inoxidável, seguido de 2 *impingers* com solução de bissulfito de sódio, ligados por tubo flexível inerte e um caudal de amostragem de 0,2 a 1 L/min; de seguida as amostras são transferidas para frascos de polietileno para transportar até ao laboratório e caso a análise não seja imediata, as amostras poderão ser conservadas até 30 dias a 25°C. No laboratório, 4 mL de cada amostra são misturados com o ácido cromotrópico e o ácido sulfúrico, e a coloração púrpura obtida é analisada por espectrofotometria de absorção no visível.

Outros métodos colorimétricos incluem a pararosanilina e o hidrocloreto de 3-metil-2-benzotiazolinona hidrazona (MBTH):

- ✓ O método da pararosanilina, referido pelo método IP-6B da EPA, tem sido utilizado em analisadores contínuos comerciais. O analisador mede a concentração do formaldeído através da monitorização da alteração originada, quando reagentes específicos entram em contacto com o ar amostrado; a intensidade da cor é directamente proporcional à concentração de formaldeído. A reacção química decorrida é influenciada pelas alterações atmosféricas e condições operatórias, nomeadamente, alterações na temperatura, pressão e iluminação [Winberry et al, 1993];
- ✓ O método MBTH é o método padrão da ASTM (1990), e embora não seja específico para o formaldeído, tem sido utilizado quando se sabe que um aldeído em particular é o composto dominante. A maior vantagem deste método consiste no facto de não necessitar de análise laboratorial, pois existem kits que contêm mini-espectrofotómetros e todos os reagentes necessários [Maroni et al, 1995].

MÉTODO DA CROMATOGRAFIA GASOSA (CG)

A CG é uma poderosa ferramenta na separação de misturas de contaminantes e o uso de colunas capilares representa um avanço na etapa de separação. A maior eficiência destas colunas resulta em picos altos e estreitos, incrementando os limites de detecção. Entre os vários detectores existentes, o detector por ionização de chama (*Hydrogen-air flame ionization detector – FID*) é provavelmente o mais utilizado, respondendo com grande sensibilidade a quase todas as classes de compostos.

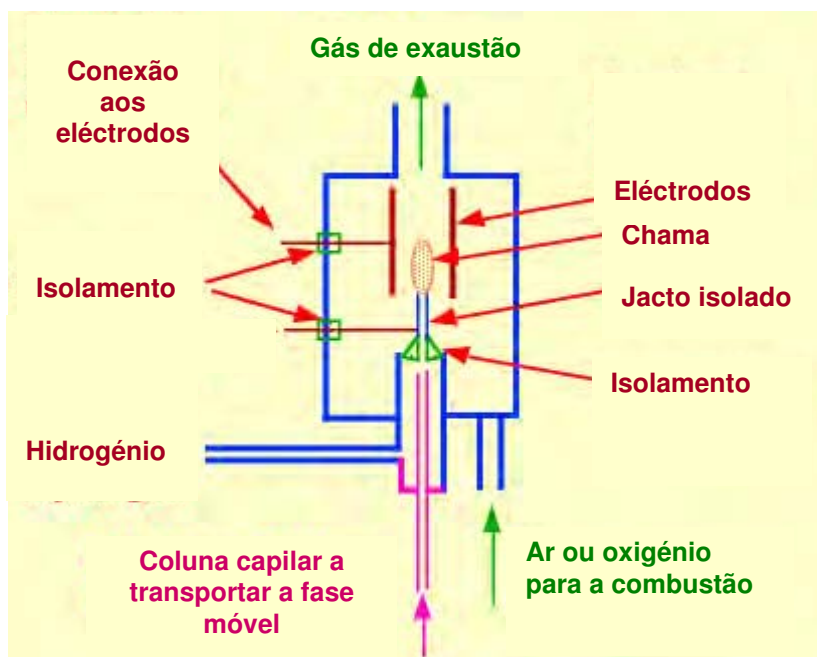


Figura 22. Esquema de um detector FID.

O princípio de funcionamento do FID consiste numa chama de hidrogénio que ioniza as moléculas de gás, à medida que vapores do gás passam pela chama, as moléculas dos gases são quebradas, produzindo iões com cargas positivas e negativas (Figura 22); estes iões são então recolhidos por um par de eléctrodos polarizados, gerando uma corrente eléctrica, cuja intensidade é directamente proporcional à quantidade de átomos presentes na amostra de gás [Scott, 2003].

Este método é referenciado pela NIOSH (método 2541) e pela OSHA (método 52) e consiste no seguinte procedimento: as amostras de ar são recolhidas por bombeamento de um volume de ar conhecido através de tubos de amostragem contendo o adsorvente XAD-2, que foi revestido com 2-(hidroximetil) piperidina. As amostras são posteriormente

desabsorvidas com tolueno e depois analisadas por cromatografia gasosa com um detector FID (Hydrogen-air flame ionization detector – FID) [OSHA, 1989; NIOSH, 1994].

5.3.6 Compostos orgânicos voláteis (COV's)

Os compostos orgânicos voláteis (COV's), por existirem no ambiente interior em concentrações superiores às do exterior, têm sido objecto de estudo particular por parte de investigadores do ambiente interior. Estes compostos pertencem a um dos quatro grupos de poluentes orgânicos no ar interior. A Organização Mundial de Saúde (OMS) estabeleceu a seguinte classificação para os compostos orgânicos com base no ponto de ebulição à pressão atmosférica:

Tabela 13. Classificação dos compostos orgânicos de acordo com a OMS.		
Grupo	Ponto de ebulição (°C)	Adsorvente
Compostos orgânicos muito voláteis (COMV)	< 0 a 50 - 100	Carvão activado
Compostos orgânicos voláteis (COV)	50-100 a 240-260	Tenax ou carvão activado
Compostos orgânicos semi-voláteis (COSV)	240-260 a 380-400	Espuma de poliuretano
Compostos orgânicos de matéria particulada (MOP)	> 400	Filtros

[Fonte: OMS, citado por Tirkkonen et al, 1995]

Existem inúmeros materiais químicos, sintéticos e naturais que podem ser designados de COV's. Destes, mais de 900 foram identificados no ar interior, com mais de 250 registados em concentrações superior a 1 ppb e incluem essencialmente solventes como o xileno, benzeno e tolueno.

Os COV's são compostos pouco solúveis em água, apresentam pontos de ebulição até 240 °C e massas molares entre 16 e 250 g/mol [APA, 2009]. São utilizados na indústria porque são relativamente baratos, e eficientes para dissolverem óleos e ceras. Apresentam uma pressão de vapor elevada, devido às suas fracas forças intermoleculares e evaporam rapidamente à temperatura ambiente. Por existirem no ambiente interior em concentrações mais elevadas que no ambiente exterior têm sido

objecto de estudo por parte de investigadores do ambiente interior. Na Tabela 14 estão listados alguns COV's dos mais frequentemente encontrados e as suas principais fontes:

Tabela 14. COV's e fontes dos ambientes interiores.	
COV	Fonte
Acetona	Tintas, revestimentos, acabamentos, solvente de tintas, diluente, calafetagem.
Hidrocarbonetos alifáticos (octano, decano, n-decano, hexano, i-decano, misturas)	Tintas, adesivos, gasolina, fontes de combustão, fotocopiadoras com processo líquido, carpetes, linóleo, componentes de calafetagem.
Hidrocarbonetos aromáticos (tolueno, xileno, etilbenzeno, benzeno)	Fontes de combustão, tintas, adesivos, gasolina, linóleo, revestimento da parede.
Solventes clorados	Artigos de limpeza ou de protecção de tapeçarias e carpetes, tintas, solvente de tintas, fluido de correcção, roupas limpas a seco.
Acetato de n-butil	Telha acústica do tecto, linóleo, compostos de calafetagem
Diclorobenzeno	Carpetes, cristais de naftalina, refrescante de ar
4-fenil ciclohexano (4-PC)	Carpetes, tintas
Terpenos (limoneno, α-pineno)	Desodorizantes, agentes de limpeza, polidores, tecido/decoração, tecido/decoração, emoliente, cigarros

[Fonte: Bloemen et al, 1993; Silva, 2000; APA, 2009]

A medição e a identificação individual dos COV's são dispendiosas e consome tempo porque os COV's presentes em concentrações muito baixas são difíceis de identificar, ou de medir. O conceito de COV's totais (COVT) foi desenvolvido para lidar com esta situação. As medições de COVT registam o total de COV's presentes sem distinguir os diferentes compostos [Silva, 2000].

Assim, se for analisada uma mistura de COV's do ar interior, o resultado é geralmente expresso como COVT. Isto significa que um único valor representa a mistura de COV's. O principal objectivo do indicador COVT é obter uma medida simples da exposição conjunta a vários COV's no ar interior [APA, 2009; Silva, 2000].

O valor de COVT deve ser sempre usado com precaução, especialmente em ambientes interiores não industriais, onde factores ambientais, tais como, temperatura, humidade, ventilação etc., se encontrem fora das escalas normais. Um problema adicional do uso do COVT como indicador da qualidade do ar quando se usam técnicas de CG, prende-se

com o facto de apenas cobrir os compostos que podem ser "vistos" pela técnica que abrange normalmente compostos de ponto de ebulição entre 50 e 260°C. Esta técnica exclui compostos orgânicos de grande relevância como formaldeído, acetaldeído, aminas, hidrocarbonetos aromáticos policíclicos, entre outros. Estes compostos, sempre que se justifique, deverão ser investigados usando as técnicas alternativas adequadas e constituir um complemento ao valor de COVT para avaliar a qualidade do ar interior [Silva, 2000].

Relativamente aos efeitos dos COV's na saúde humana, a exposição a estes compostos pode provocar cansaço, dores de cabeça, tonturas, fraqueza, sonolência, irritação dos olhos e pele, sintomas característicos da síndrome do edifício doente. As concentrações destes compostos no ambiente interior são significativamente mais elevadas (2 a 5 vezes) que no ambiente exterior [Bloemen et al,1993; Silva, 2000].

O formaldeído é um forte irritante das mucosas, e é talvez o poluente que ocorre em maior frequência nas atmosferas interiores em concentrações capazes de provocar irritação sensorial nos olhos e no aparelho respiratório. Os sintomas de irritação incluem garganta seca e/ou inflamada, sensação de "picada" no nariz geralmente acompanhada de irrigação e dor dos olhos, com produção de lágrimas e necessidade de pestanejar. O limiar inferior de concentração de formaldeído que origina uma irritação sensorial é aproximadamente 0,1 ppm, sendo o efeito mais marcado para valores de 1 ppm ou superiores [ECA, 1991].

Os efeitos dos COV's na saúde relatados na literatura ocorrem geralmente em elevadas concentrações desses compostos. As concentrações encontradas no ambiente interior são geralmente muito inferiores aos níveis a que se referem esses efeitos; contudo, isto não quer dizer necessariamente que o risco para a saúde humana seja baixo. Exposições de longa duração a baixas concentrações de COV's constituem também um risco para a saúde, pois além do efeito causado por cada um dos compostos individualmente há ainda a considerar os efeitos causados por misturas: um composto pode interagir com o outro, processo conhecido como sinergia, e fazer com que os efeitos na saúde sejam agravados, isto é, os gases juntos apresentam um efeito pior que a soma dos efeitos dos gases isolados [Bloemen et al, 1993].

5.3.6.1 Métodos de amostragem e análise dos COV's

Este capítulo será sub dividido em duas partes: métodos de amostragem dos COV's e métodos de análise dos COV's.

A amostragem de COV's no ambiente interior tem 3 objectivos principais: (1) medições de campo de concentrações médias para avaliar a exposição; (2) identificação de fontes e (3) caracterização das fontes específicas, nomeadamente materiais de construção [Wolkoff, 1995].

A amostragem de campo necessita de especificações quanto ao objectivo de amostragem, qualidade dos dados requerida e estratégia de amostragem. Trata-se de uma amostragem mais complexa do que a caracterização de fontes através de testes de emissão em laboratório, visto que estes são conduzidos em câmaras de teste com condições ambientais controladas. O método mais simples utiliza instrumentos de leitura directa, em que os diferentes COV's da amostra não são separados nem identificados [Bloemen et al, 1993; Silva, 2000].

Um método mais elaborado consiste na separação dos COV's por métodos cromatográficos, acoplados a detectores como o FID (detector de ionização de chama), o ECD (detector de captura electrónica), MSD (detector selectivo de massa) ou MS (espectrómetro de massa). O procedimento inclui a recolha prévia da amostra de ar num adsorvente sólido, armazenamento da mesma, desadsorção térmica ou extracção por solvente e introdução no sistema analítico, separação cromatográfica e detecção. Este método fornece uma informação mais detalhada pois alguns dos COVs podem ser identificados [Clausen et al, 1997; Bloemen et al, 1993].

A opção por uma recolha activa ou passiva depende fundamentalmente da estratégia de amostragem definida. A amostragem activa dá valores médios da concentração num curto espaço de tempo; a amostragem passiva permite conhecer as concentrações médias para períodos de tempo mais longos. Na amostragem activa faz-se passar por um tubo ou cartucho empacotado com um adsorvente, um volume de ar conhecido, a um fluxo também conhecido. O tempo de amostragem pode variar desde 10 minutos a algumas horas. A amostragem passiva baseia-se na difusão dos compostos através do tubo, e na sua fixação à superfície do adsorvente. Neste caso o fluxo será muito mais baixo que na amostragem activa, e a amostragem poderá durar dias ou semanas, com vista a recolher quantidades detectáveis dos compostos.

As metodologias mais utilizadas para avaliação da QAI são baseadas nos métodos da EPA (Ver Anexo 2 – Métodos de análise da EPA) [Kosa, 2002].

Para avaliação da concentração média de COV's recomendam-se medições de longo prazo. Para amostragens com duração superior a 24 horas, deve ser colhida pelo menos uma amostra, sob condições normais de utilização do espaço [ECA, 1989]. Para períodos menores, e caso exista apenas ventilação normal, as portas e janelas deverão ser fechadas durante 8 horas, após uma forte ventilação de 15 minutos, sendo a amostragem realizada posteriormente (ainda com as portas e janelas fechadas).

Para determinar a concentração máxima de COV's a amostragem deve ser efectuada na pior situação, ou seja, durante períodos de forte ocupação ou quando determinada fonte de emissão está activa. Recomenda-se a colheita de uma ou mais amostras, durante 30 a 60 minutos, com as portas e janelas fechadas [ECA, 1989].

a) Métodos de amostragem dos COV's

ADSORVENTES SÓLIDOS

A selecção do método a utilizar na amostragem de COV's deve ter em conta a natureza dos compostos e as condições ambientais em que se vai recolher a amostra. A Tabela 15 apresenta uma síntese dos processos usados habitualmente:

Tabela 15. Métodos de amostragem de vários tipos de compostos orgânicos.	
Composto	Método de amostragem
COMV's	Adsorventes à base de carbono (amostragem passiva ou activa)
COV's	Adsorventes à base de carbono ou resinas poliméricas orgânicas (amostragem passiva ou passiva)
COSV's	Resina XAD-2 (amostragem activa)
COV's associados a matéria particulada	Filtros (amostragem activa)

A técnica mais utilizada na amostragem dos COV's em ambientes interiores consiste em passar um volume de ar através de um material sólido adsorvente, desde o carvão activado, sílica-gel, alumina activada e o Tenax. Os três primeiros, usualmente designados por adsorventes amorfos, apresentam áreas específicas entre 200 e 1200 m²/g e uma distribuição de tamanhos de poros alargada [Maroni et al, 1995].

A selecção do adsorvente é condicionada pela afinidade do adsorvente com a natureza dos compostos a detectar, capacidade de adsorção e as condições ambientais. Os

adsorventes que têm sido usados para recolher COV's de fluxos gasosos dividem-se em três categorias [Maroni et al, 1995]:

- (a) Adsorventes à base de carbono: Carbotrap, Carboxen, Carbosieve, carvão activado;
- (b) Resinas poliméricas orgânicas: Tenax TA, XAD;
- (c) Adsorventes inorgânicos: Sílica Gel, Alumina, Florisil, peneiros moleculares;

Os adsorventes inorgânicos geralmente não são utilizados na amostragem de COV's porque são termicamente instáveis e são hidrofílicos (apresentam uma grande afinidade com a água), o que resulta na impossibilidade da eluição térmica. Os efeitos da humidade no local de amostragem podem afectar a capacidade de adsorção de adsorventes hidrofílicos, uma vez que as moléculas de água competindo com o composto pelos sítios de adsorção, poderão provocar a saturação do adsorvente.

O Tenax TA (polímero do óxido de 2,6-difenil fenileno) é um polímero macroporoso, semicristalino e com baixa polaridade, possui uma área superficial entre 20 a 35 m²/g. Este é o adsorvente mais aconselhado para recolher compostos orgânicos não polares com pontos de ebulição no intervalo 60-250°C, compostos aromáticos, terpenos, aldeídos, cetonas, hidrocarbonetos clorados, álcoois e ésteres. [Maroni et al, 1995] A última modificação introduzida no adsorvente Tenax originou o Tenax GR, que é um material com a matriz do Tenax com 23% de carbono grafitizado. A capacidade de adsorção do Tenax GR para compostos orgânicos muito voláteis é um pouco maior que para o Tenax TA, enquanto que para os COV's não difere muito.

O carvão activado foi um dos primeiros adsorventes conhecidos e é um dos mais utilizados actualmente. Produzido a partir da decomposição térmica controlada de material carbonáceo (casca da madeira, de coco, de arroz, carvão, ossos de animais, etc.), a temperaturas inferiores a 600 °C, seguida pela activação que visa submeter o material carbonizado a reacções secundárias, tendo como finalidade o aumento da área superficial. A activação física é feita com vapor de água, ar ou outro agente oxidante, enquanto a activação química envolve a impregnação de agentes desidratantes como ácido fosfórico, hidróxido de potássio e cloreto de zinco a temperaturas superiores a 300 °C. A elevada capacidade de adsorção do carvão activado deve-se às propriedades internas dos poros, área superficial, volume e tamanho dos poros.

A capacidade de um adsorvente para reter COV's aumenta com a área de superfície específica desse adsorvente. Logo, uma área de superfície específica maior permitirá a

retenção de uma maior quantidade de COV's por volume de adsorvente. Por outro lado, quanto maior for a área de superfície específica, mais difícil será a desadsorção dos COV's, a qual implicará a aplicação de uma temperatura mais alta, no caso de se utilizar um processo de desadsorção térmica. E o caso dos adsorventes à base de carbono, que têm excelentes propriedades de adsorção para os hidrocarbonetos e capacidade de adsorção muito elevada, dos quais apenas o Carbotrap tem um poder de adsorção suficiente baixo para permitir a desadsorção térmica dos COV's, a uma temperatura tal que não haja risco de degradação térmica dos compostos [Maroni et al, 1995].

A Tabela 16 apresenta uma síntese das características físicas de alguns dos muitos adsorventes de amostragem dos COV's em ambientes interiores [Maroni et al, 1995]:

Tabela 16. Características de adsorventes sólidos usados na amostragem de COV's.			
Adsorvente	Descrição	Área específica [m²/g]	Temperatura máxima de eluição [°C]
Carbotrap C	Carbono preto grafitizado	12	400
Tenax TA	Resinas poliméricas orgânicas	35	250-300
Carbotrap™	Carbono preto grafitizado	100	400
Carbosieve™ S-III	Peneiros moleculares de carbono em forma esférica	550	> 400
Carvão (amostradores passivos)	Carvão	>1000	-

Como nenhum dos adsorventes disponíveis actualmente permitem recolher e desadsorver termicamente todo o intervalo de COV's e COMV's, a possibilidade de combinar adequadamente vários adsorventes que permitam essa recolha e a desadsorção térmica é uma perspectiva aliciante. Multiadsorventes típicos são tubos com 2 ou 3 camadas contendo adsorventes do tipo Tenax, Carbotrap e Carbosieve [Kosa, 2003].

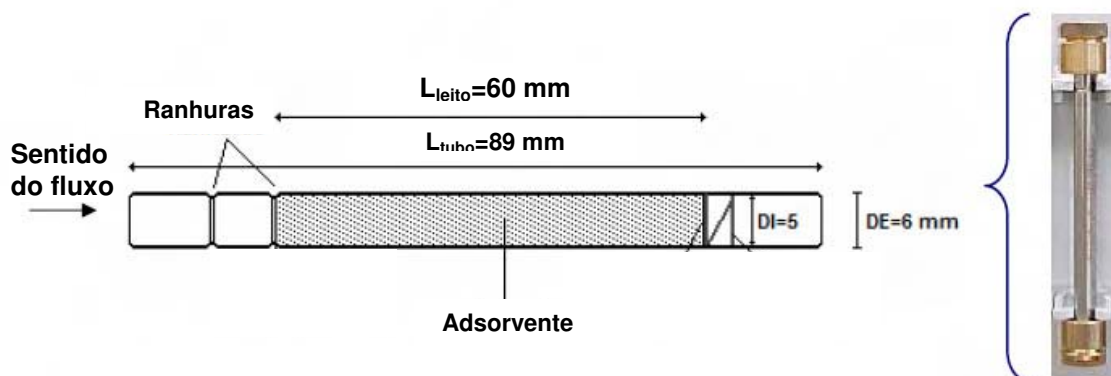


Figura 23. Esquema de um tubo adsorvente.

[Fonte: adaptado de EPA, 1999 ^(b)]

Um aspecto importante a ter em conta num adsorvente é o seu valor de branco, que idealmente deveria ser zero: quanto mais baixo o valor do branco, mais sensível será a determinação. Muitos dos adsorventes podem ser limpos através de um fluxo de gás puro e inerte, usando temperaturas ligeiramente superiores às usadas na desadsorção da amostra. Para alguns adsorventes a limpeza térmica não é eficiente, e é necessária uma extracção por solvente (extracção-Soxhlet) para reduzir o ruído de fundo até um nível aceitável.

O volume de amostragem seguro (VAS, do inglês: "safe sampling volume", SSV) é a quantidade de gás que pode ser recolhido com a probabilidade de não se exceder a capacidade de adsorção do adsorvente relativamente aos COV's. O VAS para um único COV é geralmente 50% do volume de ar contendo o composto que pode passar através do tubo adsorvente sem que a concentração de vapor do composto à saída atinja 5% da concentração à entrada (volume de saturação, VS, do inglês, "breakthrough volume", BTV). De acordo com o conhecimento actual, o volume máximo recomendado a recolher em Tenax TA é de 5 dm³.

Na selecção do adsorvente, para além da sua afinidade para com os compostos a colher, também é necessário considerar as possíveis interferências que podem ocorrer durante a desadsorção.

CANISTERS

Os dispositivos activos mais usados para a amostragem dos compostos orgânicos voláteis e muito voláteis são recipientes em vidro (ampolas) ou em metal, em que é feito previamente o vácuo, de forma a recolher o ar sem necessidade da intervenção de sistemas de bombagem, evitando-se o contacto com o ar amostrado e os órgãos internos da bomba [APA, 2009].

Os recipientes mais conhecidos são os *canisters* em que preferencialmente são revestidos com um filme de sílica a fim de minimizar as perdas por reacções químicas dos compostos orgânicos polares e a parede interna do recipiente. São comercializados em diferentes capacidades desde de 0,8 a 6 L.

Os canisters são depois transportados para o laboratório onde as amostras de ar serão analisadas. O processo de transferência dos COVs para o GC deverá ser realizada através de um sistema prévio da concentração da amostra num ponto focal com adsorventes químicos (ex., carvão activado, Tenax, etc.), de forma a serem rapidamente transferidos para a CG através de desadsorção térmica [Spengler, 2000].

b) Métodos de análise dos COV's

Existem diversos métodos possíveis de utilizar na análise dos COV's, nomeadamente, os instrumentos de leitura directa que recorrem aos métodos FID, PID, infra-vermelhos (NDIR ou FTIR), entre outros. Estes métodos foram referidos anteriormente e os equipamentos que recorrem a estes métodos são apropriados para a detecção e medição de COV's, permitindo, se necessário, a sua monitorização contínua, durante um determinado período de tempo.

Podem ser usados na medição de uma grande variedade de substâncias orgânicas voláteis, tendo apenas a capacidade de analisar simultaneamente um conjunto de COV's. Portanto, estes equipamentos de leitura directa não distinguem um composto químico de outro, mas registam um número que indica a concentração total (em equivalentes de isobutileno ou tolueno, gás utilizado na calibração do equipamento) de todos os compostos orgânicos presentes na amostra em análise.

A possibilidade de separar os diferentes COV's e respectiva detecção recorre à técnica da cromatografia gasosa com detectores acoplados (FID, PID, MS, ECD).

EXTRACÇÃO DA AMOSTRA: ELUIÇÃO OU DESADSORÇÃO TÉRMICA

A selecção do método de análise dependerá dos critérios de sensibilidade, selectividade e do tempo de resolução requerido para a amostragem de acordo com o objectivo da mesma. Existem dois passos no processo analítico relativamente à análise dos COV's: a extracção da amostra de ar do adsorvente e a sua análise por cromatografia gasosa.

A extracção da amostra para análise pode ser efectuada termicamente ou por eluição com um solvente. A extracção por solvente aplica-se a adsorventes à base de carbono e este método implica uma perda de sensibilidade devido à diluição dos compostos no solvente e pela injeção de apenas uma pequena fracção no cromatógrafo. O solvente utilizado em geral é o dissulfureto de carbono e a sua eventual evaporação pode provocar perdas de COV's. Uma vantagem deste método é o de se poder efectuar mais de uma injeção para a mesma amostra [Tirkkonen et al, 1995].

A extracção ou desadsorção térmica consiste em aquecer o tubo contendo o adsorvente a uma temperatura tal que permita a desadsorção dos compostos menos voláteis. Geralmente a amostra não é injectada directamente no cromatógrafo, sendo antes pré-concentrada num tubo capilar, seguindo o procedimento:

- (a)** O pré-concentrador é arrefecido a temperaturas negativas por meio de um gás criogénico (por exemplo, dióxido de carbono líquido até -50°C); caso o pré-concentrador contenha o adsorvente (Tenax TA, Tenax GR ou combinação de carvão preto e filtros moleculares à base de carbono) não necessita de temperaturas tão baixas;
- (b)** O passo seguinte consiste num aquecimento rápido (geralmente 35°C/s) a uma temperatura da ordem dos 300°C e injeção no cromatógrafo. Quanto mais rápido for aquele aquecimento melhores resultados se obtêm na análise, isto é, conseguem-se picos mais bem definidos.

Este método tem a vantagem de conseguir uma maior sensibilidade, uma vez que toda a amostra é pré-concentrada e injectada. Por outro lado tem a desvantagem de só se poder efectuar uma injeção por amostra.

Um outro aspecto a considerar é o problema das amostras com humidade elevada, sendo que a prevenção deste obstáculo tem sido efectuada de diversas formas [Woolfenden, 1997]:

- (a)** Aquecer a linha de amostragem (o ar a ser recolhido e o tubo de amostragem);

(b) Colocar antes do tubo de amostragem um sistema de remoção de água;

(c) Antes da desadsorção térmica, purgar o tubo com 200 ml de ar puro e seco

CROMATOGRAFIA GASOSA (CG)

O segundo passo da análise consiste na separação dos diferentes COV's e respectiva detecção. A técnica mais usada para este fim é a cromatografia gasosa, cujo processo se baseia numa separação que envolve a partição de compostos entre a fase móvel (um gás de arraste, normalmente hélio ou azoto), e a fase estacionária. A separação ocorre a velocidades diferentes e consoante a intensidade das interacções dos COV's com a fase estacionária [Scott, 2003].

A amostra é introduzida na coluna na forma gasosa através de um injector ou, no caso de se encontrar em fase líquida, ser vaporizada no mesmo. Os sistemas de injeção mais importantes são: injeção com repartição ("splitter"), injeção sem repartição ("splitless"), injeção em coluna ("on-column"), injeção directa e injeção sob vaporização a temperatura programada. A escolha do tipo de sistema de injeção dependerá do tipo de coluna; por exemplo, uma coluna capilar tem uma baixa capacidade de carga, o que implica que a quantidade de amostra a introduzir tenha de ser muito pequena e para tal recorre-se à injeção com repartição.

Para introdução da amostra através de um sistema de desadsorção térmico existem diversas configurações, consoante o diâmetro da coluna. Se a coluna capilar tiver um diâmetro interno de 0,52 mm é possível introduzir uma quantidade apreciável de amostra, podendo a injeção ser efectuada directamente. No caso da coluna ter diâmetros internos menores a amostra terá que ser repartida (alguns sistemas de desadsorção térmica possuem um sistema de divisão da amostra, outros não, requerendo que a amostra seja repartida no injector).

Os detectores mais utilizados em cromatografia gasosa para análise de COV's são: ionização de chama (FID), foto ionização (PID), de condutividade térmica (TCD), de captura electrónica (ECD) e o selectivo de massa (MSD) ou espectrometria de massa (MS).

CG COM DETECTOR FID (FLAME IONIZATION DETECTOR)

O FID (detector por ionização de chama) consiste numa pequena câmara onde existe um bico de queima (em cuja chama os compostos sofrem combustão completa) e por um colector; o detector é alimentado por hidrogénio e ar, (combustível e comburente para a chama) e por um gás de complemento, que pode ser o hélio ou azoto. Os iões produzidos conduzem uma corrente, desde a chama que serve de eléctrodo até um outro que a envolve e que está situado próximo, sendo seguidamente amplificada e registada. Quase todos os compostos orgânicos podem ser detectados pelo FID e de um modo geral, quanto mais ligações C-H tiver o composto, melhor é a resposta do detector. Apenas substâncias não inflamáveis (CCl_4 ou H_2O) não dão sinal.

O FID tem sensibilidade elevada à maioria dos compostos carbonados, é relativamente insensível a pequenas variações de fluxo da coluna e é extremamente fiável e de utilização fácil. No entanto, a sua sensibilidade a hidrocarbonetos halogenados ou oxigenados é relativamente baixa [Scott, 2003].

Ensaaios realizados por Silva (2000) permitiram concluir que o método de GC/FID revelou cumprir os requisitos básicos no intervalo de concentrações normalmente encontradas em estudos de emissões de COV's em ambientes interiores. Concluiu-se também que apresenta precisão e exactidão aceitáveis para o fim em vista.

CG COM DETECTOR PID (PHOTO IONIZATION DETECTOR)

O PID (detector por fotoionização) é geralmente utilizado para a detecção de COV's em baixas concentrações. Para compostos aromáticos as leituras podem chegar a escalas de partes por bilião (ppb).

O princípio de funcionamento do PID baseia-se na detecção de substâncias orgânicas fotoionizáveis, pela utilização de uma lâmpada UV que gera fotões que vão ionizar por sua vez, as moléculas dos COV's existentes no fluxo do gás de amostra. A energia da lâmpada de UV é suficiente para ionizar a maioria dos COV's, mas não todos; por exemplo, alguns compostos clorados não são ionizados. Os potenciais de ionização dos COV's estão dentro do alcance das lâmpadas UV comercialmente disponíveis, sendo que as energias disponíveis das lâmpadas variam de 8,3 eV a 11eV e as mais utilizadas são as de 10,6 eV.

Para alguns COV's o PID é mais sensível que o FID, no entanto, o PID pode ser menos estável que a FID para alguns compostos, de modo que a resposta pode apenas ser vista como um indicador de COVT.

CG COM ESPECTROMETRIA DE MASSA (MS)

A detecção por espectrometria de massa (MS) associada à CG permite identificar e determinar quantitativamente um número muito elevado e diversificado de compostos voláteis e semi-voláteis. Num espectrómetro de massa (Figura 24) as amostras constituídas por moléculas gasosas são convertidas em iões de maneira a poderem ser separados no analisador de massas.

Os espectros de massa são reproduzíveis e específicos para a grande maioria de compostos orgânicos; este facto permite o estabelecimento de bases de dados digitalizados para comparação espectral e identificação. Um espectro de massa é uma representação gráfica da abundância (porções relativas dos diferentes fragmentos carregados positivamente) em função da razão massa/carga (m/z) dos fragmentos correspondentes.

Os dados do espectrómetro de massa podem ser obtidos de duas formas: por varrimento contínuo (SCAN, na literatura internacional) e por monitorização de ião seleccionado (MIS). No primeiro caso obtêm-se um traçado de corrente iónica total, que corresponde a um cromatograma com diversos picos, correspondendo a cada pico um espectro de massa. Na técnica MIS não são obtidos espectros de massa. O espectrómetro é sintonizado para medir a corrente iónica correspondente a apenas um ou vários iões pré-determinados, o que resulta num aumento de sensibilidade.

Basicamente, o cromatógrafo é acoplado a um MS programado no modo SCAN para verificar todos os iões repetidamente durante a realização da CG e este método serve para uma identificação qualitativa e caracterização da amostra. No caso do modo SIM, o cromatógrafo é acoplado a um MS programado para adquirir dados para iões específicos e desconsiderar todos os outros, fornecendo resultados quantitativos para os componentes seleccionados da amostra de gás. Este método é realizado utilizando o SIM acoplado a um discriminador de tempos de retenção. [Winberry et al, 1995]

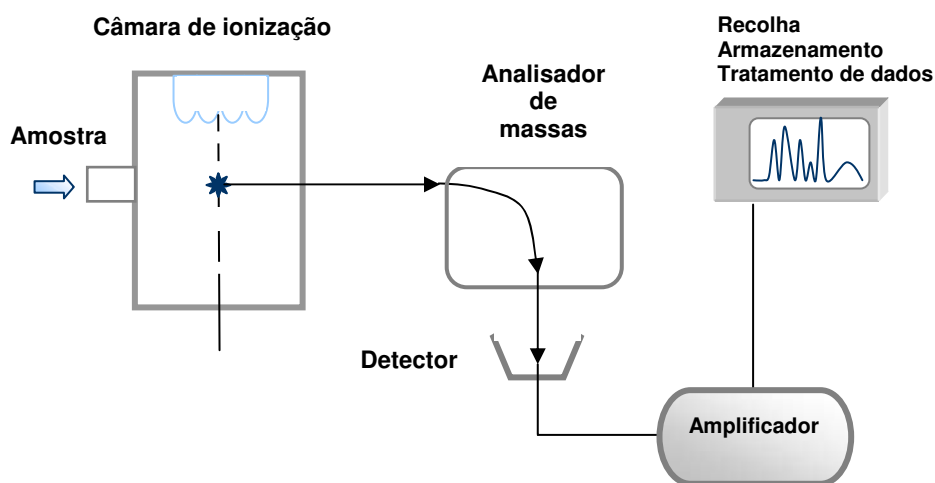


Figura 24. Esquema do funcionamento de um detector de massa.

[Fonte: adoptado de Silva, 2000]

O método IP-1A da EPA descreve o procedimento de amostragem de COV's através de canisters de aço inoxidável e posterior análise com cromatografia em fase gasosa com um espectrómetro de massa ou por múltiplos detectores. O método é aplicável a COV's específicos e cuja estabilidade foi testada quando armazenados sobre pressão num canister.

A estratégia analítica deste método envolve a utilização de um cromatógrafo gasoso acoplado a um ou mais detectores adequados. Os detectores de CG foram divididos em dois grupos: detectores não-específicos (NPD (detector de nitrogénio-fósforo), FID, ECD e PID) detectores específicos (MS e detector de adsorção de iões). A utilização ou uma combinação destes detectores como parte do esquema analítico é determinada pela especificidade e sensibilidade exigida pela análise [Winberry et al, 1995].

Uma lista de algumas das vantagens e desvantagens associadas aos detectores não-específicos e detectores específicos pode auxiliar o analista no processo de escolha do método a utilizar [Winberry et al, 1995]:

Detectores não específicos

Vantagens

- Equipamento mais barato que o de CG/MS
- Amostras para análise requerem menos volume
- Mais sensível: ECD consegue ser 1000 vezes mais sensível que o CG/MS

Desvantagens

- Interpretação de dados é demorada
- Interferência de compostos da eluição
- Não consegue identificar compostos fora da gama de calibração ou sem padrões
- Não diferencia entre compostos alvos de análise e compostos interferentes

Detectores específicos

CG/MS/SIM

Vantagens

- Identificação do composto
- Maior sensibilidade que o CG/MS/SCAN
- Mais simples e específico que os sistemas de múltiplos detectores

Desvantagens

- Não consegue identificar compostos não especificados (iões)
- Equipamento mais caro que os sistemas de múltiplos detectores
- Utiliza um maior volume de amostra que os sistemas de múltiplos detectores

Detectores específicos

CG/MS/SCAN

Vantagens

- Identificação do composto
- Consegue identificar todos os compostos
- Simples de utilizar

Desvantagens

- Sensibilidade menor que o CG/MS/SIM
- Requer um maior volume de amostra que os sistemas de múltiplos de detectores
- Equipamento mais caro que os sistemas de múltiplos de detectores

O sistema de CG com múltiplos detectores referenciado no método IP-1A da EPA usa uma combinação de múltiplos tempos de retenção e identificação de compostos. No entanto, as interferências relativas a tempos de retenção idênticos podem afectar o desempenho deste sistema [Winberry et al, 1993].

O uso da combinação de um detector FID e um ECD permite uma identificação mais fidedigna de um largo espectro de COV's individuais. O detector ECD em combinação com o detector FID é a combinação básica: o ECD responde bem aos compostos orgânicos halogenados mas é insensível a outros compostos, e o FID é sensível a quase todos [Bloemen et al, 1993]. A correcta selecção da coluna, assim como do programa de temperaturas é crucial, uma vez que estes influenciam o número de COV's que podem ser identificados através dos tempos de retenção [Winberry et al, 1995].

CG COM DETECTOR DE CAPTURA ELECTRÓNICA (ECD)

A CG acoplada ao detector de captura electrónica (ECD) é normalmente usada para análise de compostos que têm elevadas afinidades electrónicas, como pesticidas clorados, drogas, etc. Este detector é selectivo na sua resposta, sendo altamente sensível a moléculas contendo grupos electronegativos: halogéneos, peróxidos e grupos nitro. É insensível a grupos funcionais como aminas, álcoois e hidrocarbonetos [Scott, 2003].

O detector opera passando o efluente da coluna de cromatografia gasosa sobre um emissor radioactivo de partículas beta; um electrão do emissor ioniza o gás de arraste (He, Ar e/ou N₂) e produz um feixe de electrões. Parte destes electrões serão capturados, por colisão, pelas moléculas da amostra provocando a sua ionização.

A população electrónica na célula do ECD é recolhida periodicamente aplicando um curto impulso de voltagem aos eléctrodos da célula e a corrente resultante é comparada com a corrente de referência. Quando moléculas de analito com afinidade electrónica elevada entram no detector, elas são capazes de captar alguns electrões. O detector responde variando a frequência dos impulsos de voltagem entre o ânodo e o cátodo de modo a manter uma corrente eléctrica constante. O modo como varia a frequência dos impulsos está relacionada com a concentração do analito na amostra.

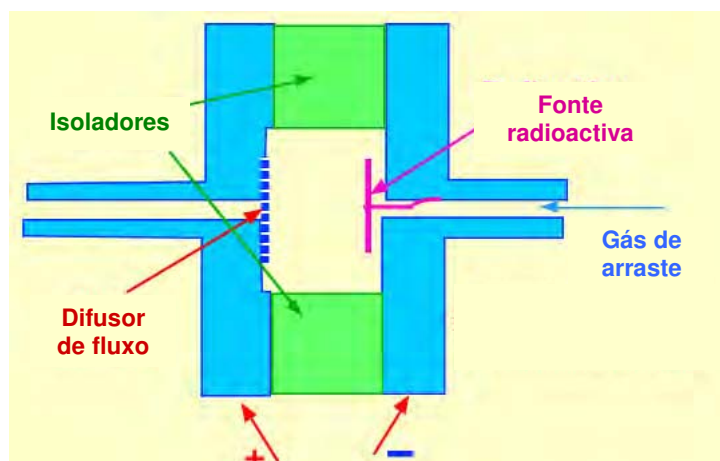


Figura 25. Esquema de um detector de captura electrónica.

[Fonte: Scott, 2003]

DETECTOR POR INFRAVERMELHOS E PAS (PHOTOACOUSTIC SPECTROMETRY)

O princípio de detecção por infravermelho incorpora somente uma pequena porção de um amplo espectro electromagnético: a região infravermelha, que é muito útil para análise de gases porque a absorção das moléculas de cada gás é única e selectiva nessa região.

Os detectores por infravermelhos FTIR são instrumentos apropriados para a monitorização individual de COV's, existindo a possibilidade de ajustar o comprimento de onda para investigar diferentes COV's. Formaldeído, ácido fórmico, etileno e hidrocarbonetos parafínicos são algumas das espécies orgânicas possíveis de ser monitorizadas pelo método FTIR [Bloemen et al, 1993]. A sensibilidade destes instrumentos é da ordem de partes por milhão (ppm), às partes por bilião (ppb), não sendo contudo tão sensíveis como a cromatografia gasosa.

O método NDIR é outra técnica possível de avaliar os COV's totais num ambiente interior e é baseado na capacidade de absorção dos COV's de comprimentos de onda de pequenos micrómetros.

O PAS combina a variação de pressão dos vapores dos compostos orgânicos voláteis causados pela absorção da radiação infravermelha e o aumento de temperatura resultante, com a detecção acústica. Isto é conseguido, modulando a intensidade da luz infravermelha (por alteração do feixe de luz) com uma frequência acústica. A resposta do PAS depende do comprimento de onda da luz infravermelha, usada para a detecção. As interferências como o vapor de água e metano requerem uma atenção especial.

5.3.7 Radão

Radão (^{222}Rn) é uma substância cancerígena presente no ar interior e surgiu como um controverso problema de saúde pública nos anos 1980's. Em finais do Século XIX, o radão já era apontado como uma causa de cancro de pulmão, com a identificação de altas taxas de cancro em mineiros que trabalham na Erz Mountains da Europa de Leste [Spengler et al, 2000].

O radão é um gás radioactivo incolor, inodoro e insípido, que ocorre de forma natural pelo decaimento radioactivo normal do urânio, sendo a sua concentração no ar apresentada em Bequerel⁷ por metro cúbico de ar (Bq/m^3). É o principal contribuinte para a exposição da população às radiações ionizantes, quer de origem natural quer artificial [ITN, Mui et al, 2005].

Duma maneira geral podemos dizer que o radão se forma no seio das rochas e materiais de construção por desintegração do ^{238}U (isótopo de urânio que constitui mais de 99% do urânio presente nas rochas e nos solos) e que dá origem a uma série de elementos: tório 230, rádio 226 e o radão (^{222}Rn). O radão produzido nas rochas e nos solos é um químico que pertence ao grupo dos gases raros, omnipresente no território de Portugal Continental [Simões et al, 2006].

A maioria dos isótopos de radão tem tempo de semi-vida de alguns minutos a algumas horas; no entanto, o ^{222}Rn tem tempo de semi-vida de 3,82 dias. O radão entra nos organismos através da inspiração do ar e/ou por ingestão de água, onde é solúvel. A emissão de partículas alfa, por ele próprio e por alguns dos seus descendentes, é um factor potenciador de patologias ao nível celular, em especial do aparelho respiratório.

A exposição a este composto varia consoante a região em questão, dado que a distribuição de urânio nas rochas e solos não é uniforme. As concentrações mais elevadas são registadas em zonas de rochas graníticas (plutónicas) e mais baixas em zonas de rochas sedimentares (calcários, por exemplo) [ITN].

Os níveis de radão no ar interior são substancialmente influenciados pelo solo, pelo tipo de construção, pelos materiais utilizados e pelos hábitos dos moradores relativos à ventilação. A Figura 26 revela como as concentrações médias anuais de radão se distribuem por Portugal:

⁷ 1 Bq é a desintegração de um átomo de radão por segundo, com a emissão de uma partícula α e a produção de um átomo de polónio.

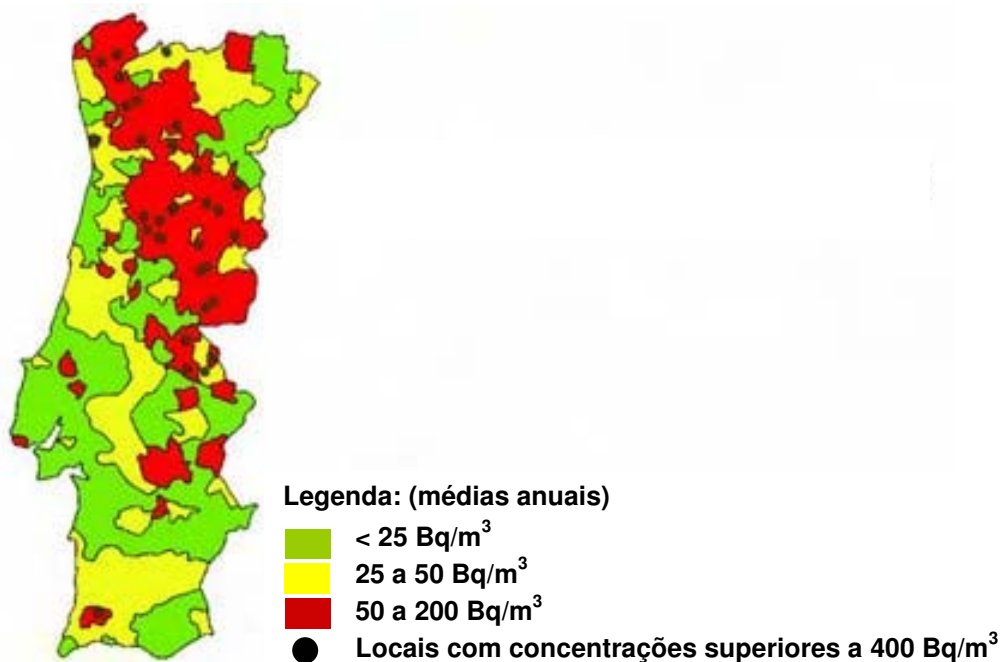


Figura 26. Distribuição das concentrações médias anuais de radão em Portugal.

[Fonte: Instituto Tecnológico e Nuclear (<http://www.itn.pt/>)]

Estudos efectuados em Portugal em 4200 habitações durante 1-3 meses revelaram concentrações de radão inferiores a 50 Bq/m³ em cerca de 60% dos casos, sendo os valores mais elevados verificados nas habitações de regiões graníticas. Em 2.6% dos casos monitorizados foram verificados níveis superiores a 400 Bq/m³. A legislação portuguesa, o RSECE, fixa em 400 Bq/m³ o limite para a concentração média anual de radão para novas habitações, sendo a sua pesquisa obrigatória apenas em edifícios construídos em zonas graníticas, nomeadamente nos distritos de Braga, Vila Real, Porto, Guarda, Viseu e Castelo Branco.

Uma vez produzido no solo e em parte libertado dos suportes minerais onde se formou, o radão movimenta-se pelo espaço poroso do solo, em função da sua permeabilidade e das suas características. Os mecanismos pelos quais o radão entra nas habitações são os seguintes [Martínez, 1999]:

- (a) Advecção – movimentos causados pelas diferenças de pressão que existem entre o solo e o interior da habitação;
- (b) Difusão – movimentos devidos a um gradiente de concentração de radão entre o solo e no interior de habitações;

- (c) Infiltração – o ar exterior entra na habitação por portas ou janelas, trazendo consigo uma certa concentração de radão, geralmente meteorológica, com variações diurnas e sazonais.

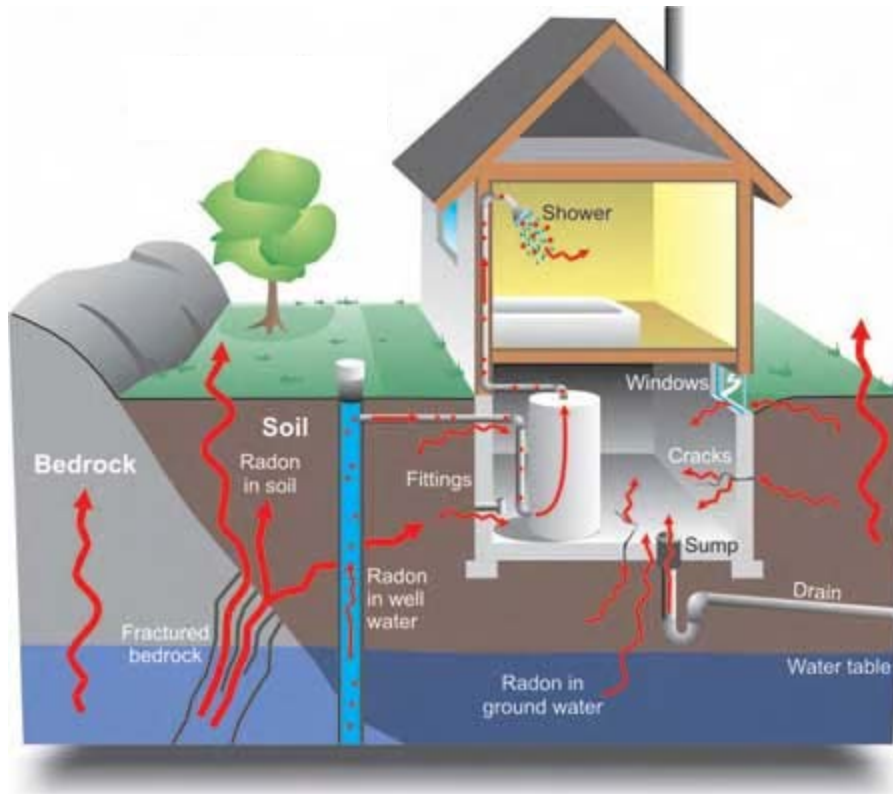


Figura 27. Fontes de radão e rotas de entrada em casas.

[Fonte: http://www.homeprocanada.ca/radon/HP_radon.htm]

Como já foi referido acima, a exposição ao radão é uma das possíveis causas de cancro nos humanos, sendo classificado pela Agência de Protecção Ambiental dos Estados Unidos da América (EPA) como um composto cancerígeno de “Grupo A”.

Quando o radão entra no processo de decaimento radioactivo, são geradas novas partículas, tais como, polónio (Po-218 e Po-214), chumbo radioactivo (Pb-214 e Pb-210) e bismuto (Bi-214). Os produtos de decaimento do radão são também chamados de *partículas – filhas* e, ao contrário do gás radão estas são partículas sólidas. O problema está em que as *partículas – filhas* também são substâncias radioactivas. As maiorias das *partículas-filhas* encontram-se ligadas a pequenas partículas de pó (aerossóis) no ar interior. Quando estas partículas são inaladas, parte é depositada nos pulmões. No interior dos pulmões as *partículas-filhas* emitem partículas alfa que são absorvidas nos tecidos pulmonares próximos. A dose de radiação resultante aumenta o risco de cancro nos pulmões [APA, 2009].

Os níveis de radão mostram frequentemente variações significativas ao longo do dia. Uma vez que o radão é um gás, as variações da pressão atmosférica também afectam a sua emissão do solo e, a sua acumulação no ar do edifício.

Mas são também os hábitos dos ocupantes que contribuem muito para as variações das concentrações de radão. Quando as portas e janelas estão abertas durante o dia, o radão é diluído com o ar fresco e os níveis de radão baixam. Por outro lado durante a noite, se as portas e janelas estiverem fechadas, os níveis de radão podem voltar a subir.

Para além das variações diárias, os níveis de radão também apresentam variações sazonais. Os níveis de radão são significativamente superiores nos meses de Inverno, uma vez que devido ao aquecimento das divisões, o ar quente sobe criando uma pressão negativa nos andares inferiores e este efeito térmico leva à sucção do radão do solo para o edifício, e também porque as casas são menos vezes arejadas no Inverno.

A EPA publicou duas valiosas e muito importantes obras nas quais se dão recomendações relativamente a medidas técnicas e estratégicas: a primeira publicação datada de 1986 intitulava-se "*Protocolos provisórios para a medição do radão e produtos de decaimento*" e que foi desenvolvida para fornecer uma certa metodologia e dar uma orientação efectiva relativa às medições em residências, utilizando muitas técnicas que tinham sido usadas e avaliadas pela entidade atrás referida; a segunda publicação datada de 1987, e intitulava-se "*Protocolos provisórios para a separação e seguimento das medidas de radão e correspondentes produtos de decaimento*" [SPPCR⁸].

⁸ SPPCR – Sociedade Portuguesa de Protecção Contra Radiações, <http://www.sppcr.online.pt/>

5.3.7.1 Métodos de medição do radão

Diversos materiais registam partículas alfa, como por exemplo, equipamentos electrónicos, carvão activado, detectores de plástico. Recorrendo a qualquer um destes materiais é possível detectar traços de radão, no entanto, existe um conjunto de parâmetros a seguir na escolha do detector [Maroni et al, 1995]:

- (a) Sensibilidade: quanto maior a sensibilidade e a precisão do detector, melhor;
- (b) Custo: deve ser de menor custo possível (para uma análise da concentração do radão apresentar resultados significativos é necessário efectuar medições em diversos locais e em larga escala);
- (c) Tempo de exposição: os tempos de exposição para detecção de radão variam de acordo com o tipo de equipamento detector utilizado. Geralmente são utilizados detectores de longo prazo. Existem também a possibilidade de medição instantânea;

A escolha entre estas categorias dependerá dos custos envolvidos, o tempo durante o qual um instrumento pode ser dedicado a medições num único local, o tipo de informação necessária, e da precisão desejada com que as medições podem ser relacionados com uma estimativa de risco [Maroni et al, 1995].

O radão é radioactivo, assim como os seus descendentes e portanto, a maior parte dos métodos de detecção deste elemento têm como princípio esta característica, ou seja, a emissão de partículas alfa, beta e gama da sua cadeia radioactiva. Os métodos podem ser divididos de acordo com os procedimentos de medida, em dois grupos, detecção activa e detecção passiva [Spengler et al, 2000; Maroni et al, 1995]:

- (a) Método activo: consiste essencialmente em medições instantâneas da concentração de radão ou descendentes do radão no ar em intervalos de tempo curtos (da ordem dos minutos). O ar é recolhido num recipiente (por exemplo, canister de 5 a 20 L) e posteriormente analisado em laboratório;
- (b) Método passivo: implica a realização de medições automáticas de curtos intervalos de tempo durante um longo período de tempo. Consiste na colocação de detectores no ambiente a ser analisado, aguardando-se um certo tempo, que pode ser bastante variável, dependendo do tipo de detector, para que o ^{222}Rn seja detectado através dos impactos das partículas alfa registados no detector.

DETECTORES SÓLIDOS DE PARTÍCULAS ALFA

O detector passivo CR-39⁹ regista a presença de partículas alfa durante o período de amostragem e é dos detectores de traços mais utilizados nos dispositivos SSNTDs (Solid State Nuclear Track Detectors – detectores do estado sólido). O CR-39 utiliza um filme que regista a passagem de partículas alfa através do registo de traços, que são depois contados para estimar a concentração [Spengler et al, 2000].

Em pesquisas realizadas por outros pesquisadores, além do CR-39 existe outro detector que se destaca. Trata-se do Lexan, um filme de policarbonato electronicamente isolante, maleável e de elevada transparência e com custo relativamente mais baixo [Melo, 2003]. Tanto o CR-39 como o Lexan devem ficar armazenados durante o período de exposição e o tempo de exposição destes detectores pode variar de poucos dias a alguns anos. Para as medições em residências, diversos autores demonstram que o período de exposição óptimo é de três meses [Pressyanov et al, 2004].

O detector CR-39 é colocado numa câmara de difusão cuja função é homogeneizar o processo de detecção do filme, garantindo que os traços registados sejam predominantemente os alvos de investigação. Assim, justifica-se a adição de um filtro colocado na entrada da câmara com o objectivo de controlar a passagem de elementos interferentes.

As câmaras são compostas por: uma tampa fixada por encaixe, um anel que actua como suporte para o filtro e a câmara propriamente dita, em formato de tronco de cone. O detector plástico ficará no fundo do cone de difusão (corpo da câmara) e o filtro ficará apoiado sobre o primeiro degrau do cone, para que todo o ar que entra na câmara deverá perpassar através desse filtro.

⁹ A título de curiosidade, o CR-39 é uma marca da PPG Industries, originalmente desenvolvido pela Columbia Chemical Co. Inc. A sigla significa "Columbia Resin # 39", porque era a 39ª fórmula de um plástico termorrígido desenvolvido por volta de 1940. A partir de 1978, de onde datam os primeiros trabalhos publicados sobre esse detector, o CR-39 passou a ser utilizado e hoje em dia, é o detector plástico com maior eficiência.

A Figura 28 esquematiza a secção transversal da câmara de difusão:

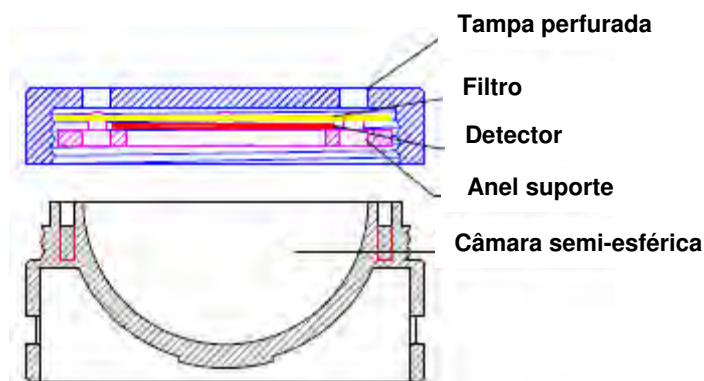


Figura 28. Secção transversal de uma câmara de difusão.

[Fonte: Fior, 2008]

Relativamente à revelação dos detectores, entre os SSNTDs (*Solid State Nuclear Track Detectors*) existem dois métodos de revelação: a CPE (Chemical Pre Etching), ou pré-revelação química, e a ECE (Electro Chemical Etching), revelação electroquímica. A diferença entre uma e outra é o padrão de desgaste [Fior, 2008; Spengler et al, 2000].

A revelação dos detectores baseia-se, resumidamente, em retirar as suas películas plásticas e deposição nas células da câmara de revelação química e electroquímica. No equipamento de detecção, o detector fica exposto a uma solução de hidróxido de potássio (KOH 6N – 80% em volume) e álcool etílico (C₂H₅OH - 20% em volume) por 3 horas para a pré-revelação [Fior, 2008].

Na pré-revelação química ocorre a corrosão da superfície do detector e a ampliação do diâmetro dos traços latentes. Neste processo, a velocidade de corrosão da superfície é diferente da mesma na região dos traços, portanto, se um traço ficar demasiado tempo sob a acção da pré-revelação química, este poderá ser apagado enquanto que os demais traços (de maior energia) vão sendo ampliados e desgastados com o passar do tempo de ataque químico [Fior, 2008].

Enquanto que a pré-revelação química apenas prepara os traços latentes para o próximo passo de revelação, a revelação electroquímica amplia os seus diâmetros, tornando-os visíveis a olho nu. Um factor importante é o tempo de duração da revelação: se for muito prolongado, poderá provocar sobreposição dos traços e consequente perda de precisão na contagem de traços, prejudicando a qualidade da avaliação [Fior, 2008].

CÉLULAS DE CINTILAÇÃO (ALPHA-ARTICLE SCINTILLATION COUNTING WITH ZNS)

É um dos métodos mais antigos e utilizados na medição do radão, podendo ser utilizado nas amostragens activas ou amostragens contínuas de longa duração.

Nas amostras activas, a amostra de ar é recolhida na célula, que é posteriormente selada. Após 3 horas (o tempo suficiente para se atingir um equilíbrio radioactivo entre o radão e os seus produtos de decaimento) é feita uma contagem das partículas [Maroni et al, 1995].

Nas amostragens contínuas é utilizado um detector de partículas de cintilação (também conhecido como célula de Lucas) para recolher uma amostra de gás, filtrar as partículas radioactivas através de um filtro especial e, em seguida, contar o decaimento radioactivo. A parede interior da célula é revestida com sulfato de zinco (ZnS), com excepção de um topo onde está acoplado um tubo fotomultiplicador. Quando uma partícula alfa, Po-218 ou Po-214, atinge a parede da célula, um flash de luz é emitido a partir do revestimento ZnS. A luz é detectada pelo tubo fotomultiplicador e traduzida num sinal eléctrico, a partir do qual a concentração de radão poderá ser determinada. A eficiência destas células é geralmente 70 a 80% [Maroni et al, 1995].

CÂMARA INTERNA DE IONIZAÇÃO

As partículas alfa resultantes do decaimento do radão também podem ser detectadas em câmaras de ionização. Nestes dispositivos a câmara de ionização contém um ânodo e cátodo; à medida que a radiação passa através dos gás, ioniza algumas moléculas. Estes pares de iões são atraídos até ao ânodo e cátodo e um sinal eléctrico é produzido.

Os contadores de ionização podem ser usados tanto para contagem de impulsos eléctricos de eventos de decaimento individual ou para medir a corrente resultante do efeito integrado de todos os decaimentos.

De um modo geral, as câmaras de ionização não são tão amplamente usadas como as células de cintilação, pois as câmaras de ionização são mais caras e para medições de radão estas não parecem ter uma grande vantagem sobre as células de Lucas [WHO, 2009].

DETECTORES DE CARVÃO

A adsorção de radão por detectores de carvão activado tem sido bastante utilizada nos últimos anos. A radiação gama emitida pelo radão e os seus produtos de decaimento no carvão é medida através de um detector de radiações gama como o Iodeto de Sódio (NaI(Tl)) [Maroni et al, 1995].

Um detector de carvão para medições de radão em ambientes interiores geralmente consiste num cilindro de metal de dimensões reduzidos, contendo o carvão no seu interior. A taxa de adsorção do radão é proporcional à sua concentração no ar.

Trata-se de um método passivo, barato e de sensibilidade suficiente para medições de radão de alguns dias. As desvantagens deste método estão no tempo máximo de amostragem, limitado a pouco mais que uma semana e o radão tem um tempo de semi-vida de 3,8 dias, e na necessidade de enviar o detector para análise em laboratório logo após amostragem. Além disso, a exactidão do método é sensível a variações significativas da concentração de radão durante o período de amostragem [Maroni et al, 1995].

MONITORES ELECTRÓNICOS

Actualmente encontra-se disponível uma larga gama de detectores electrónicos, nos quais a característica comum é a detecção de partículas alfa pelas superfícies ou detectores sólidos e dispositivos electrónicos. Basicamente, um pequeno volume de gás radão entra no detector por difusão através de uma barreira porosa, e a concentração média do radão durante o período de medição (algumas horas) pode ser lida directamente através de um painel de display [ECA ^(a), 1995].

Estes detectores podem ser utilizados em medições contínuas para longos períodos como 3 meses, programando o dispositivo para medições de intervalos de tempo desejados [Maroni et al, 1995].

Em algumas versões a sensibilidade é aumentada pelo uso de deposição electrostática de produtos do decaimento do radão directamente no detector. Estes aparelhos são caros e, portanto, mais úteis para investigações detalhadas num pequeno número de edifícios [ECA ^(a), 1995].

Existem também os monitores contínuos, que utilizam diferentes tipos de sensores (células de cintilação, câmaras de ionização de pulso ou detectores sólidos de silicone). Este tipo de dispositivo recolhe o ar para análise usando uma pequena bomba; no seu interior tem circuitos eléctricos que fornecem relatórios de síntese e que, frequentemente, permitem o cálculo integrado da concentração de radão para períodos específicos.

5.3.8 Contaminação do ar interior por Bioaerossóis

Os bioaerossóis são a microbiota dispersa no ar (fungos, bactérias, algas, vírus, entre outros). Quando presentes no ar interior, estes microorganismos podem causar inúmeros efeitos nefastos na saúde humana, dependendo de factores como a imunidade do indivíduo, dimensão e concentração das partículas. Estas partículas divergem em dimensão, podendo ir de tamanhos inferiores a 0,1µm a 100 µm de diâmetro. Por exemplo, o tamanho dos esporos dos fungos varia entre 1 e 500 µm de diâmetro, mas os que se encontram dispersos no ar apresentam tamanhos entre 1 a 60 µm, por exemplo, os fungos *Cladosporium* normalmente variam entre 4 a 20 µm, enquanto que os fungos *Aspergillus* apresentam um tamanho de cerca de 1 µm [Kosa, 2002].

A contaminação microbiana em edifícios é, normalmente, devida à excessiva humidade, número de ocupantes e manutenção deficiente dos sistemas de AVAC. Geralmente a análise de microorganismos é realizada em termos de quantificação de fungos e bactérias existentes no local. As estirpes de fungos mais comuns em ambientes interiores são: *Aspergillus*, *Stachybotrys*, *Fusarium*, *Penicillium*, *Cladosporium*, *Mucor*, *Absidia*, *Alternaria*, *Cryptostroma*. Em relação às bactérias deve ser considerada inaceitável a presença de *Legionella pneumophila*, *Pseudomona aeruginosa* e *Staphylococcus aureus*. Aproximadamente 10% da população é alérgica a uma ou mais, das imensas espécies de fungos. À semelhança de outros tipos de partículas, os bioaerossóis podem provocar efeitos irritantes em certos indivíduos sensibilizados independentemente da composição do bioaerossol ou nível de toxicidade [Kosa, 2002].

O facto dos valores limite das concentrações de poluentes pulmonares irritantes e partículas respiráveis no ar ambiente exterior ter vindo a baixar na maior parte das cidades do mundo no decurso das últimas três décadas, sugere que a poluição do ar ambiente exterior não é maioritariamente responsável pelo aumento dos problemas de saúde atribuíveis ao SED. O aumento da prevalência da asma e outras doenças respiratórias veio assim demonstrar que os bioaerossóis interiores podem ter um papel muito importante nessas alterações, embora não se possa ainda considerar que este facto esteja clinicamente estabelecido [Gomes, 2002].

São vários os factores de que depende o crescimento microbiológico, sendo críticos a presença de água e nutrientes. Condensações, rupturas em canalizações, infiltrações podem fomentar o crescimento não desejado e devem ser inspeccionadas e corrigidas. A humidade em excesso está igualmente associada ao aumento da prevalência dos sintomas respiratórios, através da promoção do crescimento de fungos e ácaros. Estudos efectuados sobre as condições ambientais em habitações demonstraram a associação

entre os sintomas respiratórios e a elevada humidade ambiente, por exemplo, a existência de caves nas habitações estão, geralmente, associados a elevadas concentrações de fungos saprófitas [Gomes, 2002].

Na Tabela 17 estão exemplificados alguns bioaerossóis e respectivas origens:

Tabela 17. Exemplos de bioaerossóis e origens.

Aerossóis	Fontes vivas	Fontes inanimadas
Vírus	Animais infectados	Água
Bactérias	Animais infectados	Água, solo, folhas, ar
Endotoxina	Bactérias gram-negativas	Água, solo, folhas, ar
Esporos de fungos, micotoxinas	Cogumelos, bolores	Superfícies de plantas vivas e mortas, solo, água, ar
Protozoários	Animais infectados	Água, solo
Algas		Água, solo
Pólenes	Árvores, relva, plantas	Superfícies de folhas, solo
Alérgenos de pólen	Pólen	Água

[Fonte: Kosa, 2002]

Hawthorne *et al* publicaram dados relativos a um estudo efectuado nos EUA que revelaram a existência excessiva de níveis de fungos em 49% das habitações e concentrações de bactérias em 57% das mesmas, tendo-se constatado que as concentrações destes organismos nas atmosferas exteriores eram sempre menores.

Outro estudo realizado por Solomon nos EUA revelou concentrações exteriores de fungos no Inverno de 230 CF/m³ (colónias formadas por metro cúbico), e de 342 CF/m³ no interior de habitações [Gomes, 2002].

Um estudo relativo a habitações na zona central dos EUA procurou investigar as relações entre as concentrações interiores de bioaerossóis e as características dos sistemas de aquecimento, ventilação e ar condicionado (AVAC), assim como outros aspectos estruturais dos edifícios. As determinações em causa foram efectuadas em habitações classificadas como “sem queixas” (A), “com queixas” (B) e “recentemente intervencionadas” (C) em termos de isolamento e ventilação, tendo sido medidos os níveis de concentração de fungos a dois níveis de cada habitação e na atmosfera exterior, cujos resultados se apresentam na Tabela 18:

Tabela 18. Concentrações de fungos (CF/m³) em habitações.

Espécie	Habitação Tipo A		Habitação Tipo B		Habitação Tipo C		Exterior
	Cave	Sala	Cave	Sala	Cave	Sala	
<i>Cladosporium</i>	253	272	306	470	557	198	1790
<i>Penicillium</i>	296	184	6030	455	186	75	118
<i>Alternaria</i>	37	40	24	26	39	34	129
<i>Aspergillus</i>	45	33	1060	215	24	14	37
<i>Fusarium</i>	18	19	8	8	13	17	42
<i>Enzimas</i>	33	25	13	22	47	39	29
<i>Outros</i>	80	70	300	182	53	59	93

[Fonte: Gomes, 2002]

Por estes dados tem-se que, em geral, os níveis de concentração de fungos são consideravelmente mais elevados nas caves do que no piso térreo das habitações, o que parece poder situar as zonas mais junto ao solo como um local de amplificação consistente com o verificado em estudos anteriores e justificado pela elevada humidade dos solos. Este aspecto, associado à acumulação de fungos derivada pela baixa circulação de ar e baixa injeção de ar fresco provocada por muitos sistemas AVAC leva a que se cheguem a obter concentrações no interior dos pisos térreos das habitações até cerca de 4 vezes superiores ao determinado na atmosfera exterior.

Também se pode verificar que existe uma distribuição não uniforme para cada uma das espécies de fungos identificados, o que tem a ver com características intrínsecas dessas mesmas espécies [Gomes, 2002].

5.3.8.1 Bactérias

A pesquisa de microorganismos é factor indispensável na avaliação de determinação de edifício saudável. As bactérias são organismos unicelulares (microorganismos constituídos por uma célula) que podem ser encontrados na forma isolada ou em colónias; são geralmente microscópicas ou submicroscópicas (detectáveis apenas ao microscópio electrónico) [Kosa, 2002].

Os microorganismos definidos como espécies patogénicas causam diversos tipos de sintomatologia aos ocupantes, podendo provocar reacções alérgicas (nos olhos, nariz, garganta, pele) e infecções agudas com riscos graves para a saúde (tracto respiratório, tracto urinário, etc.).

O ambiente interior é um meio favorável ao desenvolvimento de microorganismos, pois possui condições de temperatura e humidade que favorecem a formação de focos contaminantes. No entanto, poder-se-á impedir a proliferação de bactérias e fungos se forem respeitadas as normas e recomendações relativas a ambientes interiores. O tempo de permanência dos microorganismos no ar é o suficiente para transmitir agentes patogénicos tanto a indivíduos saudáveis como a indivíduos imunocomprometidos.

As bactérias podem ser divididas em Gram-positivas ou Gram-negativas, a principal diferença no facto da parede celular das bactérias Gram-positivas ser constituída principalmente por uma camada grossa de peptidoglicano e o seu teor em lípidos é nulo ou muito baixo. A parede celular das bactérias Gram-negativas tem um teor em lípidos elevado na sua membrana externa, para além da camada de peptidoglicano.

As bactérias Gram-negativas, como por exemplo, *Pseudomonas spp.*, *Enterobacteriaceas* e *Legionella pneumophyla*, são raras em ambientes interiores (mais frequentes em ambientes hospitalares) e são, de um modo geral, patogénicas para o Homem. Estas bactérias podem causar infecções no sistema respiratórias e urinário, e ocasionalmente, pneumonias.

As bactérias mais comuns no interior são as Gram-positivas tais como as *Micrococcus*, as *Staphylococcus* e as *Streptococcus* com origem nas secreções orais e nasais dos ocupantes, bem como na pele e cabelos. A exposição humana a estas bactérias pode originar infecções no sistema respiratório e urinário, febre, faringite, laringite ou pneumonias [APA, 2009; Spengler et al, 2004].

A presença em grande número de bactérias Gram-negativas ou de *Acetinomycetes* no ar interior indica a existência de fontes de proliferação específicas (superfícies ou materiais húmidos, drenos de condensados, humidificadores, etc.). Concentrações de bactérias Gram-negativas próximas de 500 UFC/m³ sugerem suspeita de contaminação do ar

interior, enquanto que concentrações elevadas de Gram-positivas sugerem elevada ocupação humana e/ou ventilação deficiente [Kosa, 2002].

A *legionelose* é uma doença bacteriana que pode apresentar duas formas clínicas diferenciadas: a infecção pulmonar frequentemente conhecida por “Doença do Legionário” que se caracteriza por uma pneumonia com febres altas, dores de cabeça e fraqueza; e a forma não pneumónica, conhecida como “Febre de Pontiac”, que se manifesta por sintomas como febre elevada. A infecção por *Legionella* pode ser adquirida, geralmente, em 2 ambientes típicos, o comunitário e o hospitalar.

A *Legionella* é uma bactéria ambiental capaz de sobreviver numa ampla gama de condições físico-químicas, multiplicando-se entre 20 e 45 °C e destruindo-se a partir dos 70 °C. A sua temperatura óptima de crescimento é a gama dos 35 a 37 °C, e os microbiologistas classificam as bactérias *Legionella* como Gram-negativa, o seu tamanho varia entre os 1,5-5 µm de comprimento e 0,3-0,9 µm de diâmetro [Spengler *et al*, 2000].

Desde a descoberta inicial do género *Legionella* na década de 1970, muito se aprendeu sobre estas bactérias potencialmente patogénicas. Embora tenham sido identificadas mais de trinta e nove espécies diferentes do género *Legionella*, existe uma espécie, *Legionella pneumophila*, que tem sido frequentemente identificada como a causa da doença do legionário [Spengler *et al*, 2000].

A *Legionella* encontra-se amplamente distribuída em ambientes aquáticos naturais, como rios, lagos, nascentes, fontes, e ainda em ambientes hidrotermais (piscinas de hidromassagem, jacuzzis, saunas, duchas, etc.), sistemas de distribuição de água potável e de AQS e sistemas de AVAC (sempre que haja possibilidade de formação de aerossóis). A contaminação humana dá-se apenas por inalação de gotículas de água suficientemente pequenas para atingirem os alvéolos pulmonares. É necessário que haja a formação de aerossóis contendo a bactéria, que estes tenham a dimensão adequada e que ocorra inalação, por parte de hospedeiro susceptível, de uma concentração de microorganismos capaz de causar infecção.

A *Legionella* é portanto parte integrante dos ambientes aquáticos, embora exista neles em baixas concentrações, constituindo apenas cerca de 1% da flora normal das águas, não é, pois, provável a sua erradicação. No entanto, existe um conjunto de medidas de prevenção que podem ser adoptadas: evitar a estagnação das águas, evitar a acumulação de resíduos, sujidades e a corrosão, fazer controlo regular da qualidade da água, manter a água a uma temperatura que iniba a multiplicação da bactéria (T> 60 - 70 °C).

Além destas medidas, existem outras que deverão ser também adoptadas:

- ✓ Captações de ar novo bem localizadas e orientadas de forma a evitar a entrada de aerossóis produzidos em torres de arrefecimento, chaminés;
- ✓ Ventilar com caudais de ar novo suficientes;
- ✓ Dispor de acessos adequados aos componentes do sistema para a sua inspecção, limpeza e reparação;
- ✓ Instalar filtros adequados para controlar a entrada de partículas. Substitui-los atempadamente;
- ✓ Evitar água estagnada sob os equipamentos de refrigeração, instalando drenos contínuos com sifão;
- ✓ Reparar de imediato qualquer fuga de água em qualquer local (do sistema de AVAC ou do edifício);
- ✓ Seleccionar humidificadores a vapor de água seco, em vez dos que usam água recirculada;
- ✓ Manter a humidade relativa do ar interior abaixo de 70 %, nos espaços ocupados;
- ✓ Estabelecer planos de manutenção que contemplem a inspecção, a limpeza e a desinfecção dos diversos componentes do sistema – com especial atenção a humidificadores e a torres de arrefecimento;

Para a prevenção e controlo da contaminação por *Legionella*, os planos de manutenção incluem as colheitas de água para análise físico-química e análise microbiológica, com determinação da concentração de *Legionella pneumophyla*. Os resultados das análises devem servir para aferir a eficácia das medidas adoptadas para evitar o desenvolvimento de *Legionella* na água.

5.3.8.2 Fungos

Não sendo considerados nem planta nem animal, pois são desprovidos de clorofila (característica de uma planta) e mobilidade (característica de um animal), os fungos totalizam mais de 100.000 espécies e pertencem a um reino próprio, o Reino *Fungi*, que é constituído por fungos, leveduras, cogumelos e bolores [Kosa, 2002].

Os fungos são organismos heterotróficos (necessitam de uma fonte externa de carbono para produzir o seu alimento), sendo que as espécies mais comuns são a *Alternaria* e o *Cladosporium*. As espécies de fungos toxicogénicos/patogénicos mais comuns são o *Stachybotrys chartarum*, algumas espécies de *Fusarium* e de *Aspergillus*, o *Histoplasma capsulatum* e o *Cryptococcus neoformans*. Estas duas últimas espécies encontram-se relacionadas com a presença de excrementos de aves, daí a necessidade de evitar a presença de ninhos junto das tomadas de ar exterior.

Burge (2004) afirma que “os fungos estão entre os poluentes do ar interno mais importantes e menos compreendidos”, sendo praticamente omnipresentes em ambientes urbanos [Spengler et al, 2004]. Falvey e Streifel (2007) monitorizaram a concentração dos fungos do género *Aspergillus* num hospital universitário durante cerca de 10 anos, e concluíram que “é praticamente impossível, sem a aplicação de medidas pouco práticas, manter um ambiente interno completamente livre de *Aspergillus*”. O número excessivo de fungos ou a presença de espécies potencialmente patogénicas podem afectar o bem-estar e a saúde dos ocupantes dos edifícios. Os fungos podem também produzir COV's (característico cheiro a bolor) que são libertados durante um período de crescimento rápido e de elevada actividade [APA, 2009].

A Tabela 19 apresenta as percentagens totais de esporos de bolores presentes no ar, emitidos por uma fonte vulgar, sendo que o *Cladosporium* é o bolor mais comum de se encontrar no ar, a *Alternaria* aparece como a segunda maior contribuinte, seguida do *Aspergillus* e *Penicillium*. Uma única colónia é capaz de emitir milhões de esporos num dia e que serão depois dispersos pelo vento; é comum encontrar esporos a várias centenas de quilómetros dos seus pontos de origem.

Tabela 19. Fungos mais comuns de encontrar no ar.

Espécie	% no ar
Cladosporium	29,2
Alternaria	14
Penicillium	8,8
Aspergillus	6,1
Fusarium	5,6

Humidade elevada (humidade relativa cerca de 60%) é considerada a principal causa de proliferação de fungos no interior de um edifício. A temperatura é outro factor que influencia no crescimento de fungos: temperaturas compreendidas entre os 5-10°C inibem o crescimento; a temperatura óptima de crescimento é entre os 22-32°C, sendo que a temperaturas entre os 30-40°C ocorre o crescimento máximo; para eliminar os fungos dever-se-á utilizar a gama de temperaturas 60-63°C durante pelo menos 30 minutos [Kosa, 2002].

Os restantes meios de desenvolvimento de fungos incluem: fontes de água, materiais de construção húmidos (por exemplo, telhas do tecto molhadas); a circulação do ar insuficiente (espaço quentes e húmidos), presença de poeiras e sujidade, e limpeza inadequada dos sistemas de filtração [Kosa, 2002].

A maioria dos fungos geralmente não são patogénicos para os seres humanos saudáveis, mas bolores e outros fungos podem afectar a saúde humana através de três processos: alergia, infecção e toxicidade. Qualquer infecção provocada por um fungo é designada de micose e é geralmente de longa duração; o sistema respiratório e urinário são os mais afectados.

Apesar de mais de 100.000 espécies de fungos tenham sido descritas e caracterizadas, apenas um número limitado destas são conhecidas com efeitos patogénicos para o ser humano. Pessoas com deficiência imunológica grave, por exemplo, pacientes com cancro submetidos a quimioterapia, ou que tenham órgãos transplantados e estejam a ser medicados com imunossuppressores e pacientes com SIDA, têm um risco acrescido de contrair uma infecção fúngica [Singh, 2005].

5.3.8.3 Métodos de análise dos bioaerossóis

Considera-se que os microorganismos dispersos no ar (geralmente esporos de fungos e bactérias) se encontram agregados às partículas em suspensão; assim, a amostragem de microorganismos envolve, necessariamente, a captura dessas partículas. A amostragem pode ser feita utilizando uma das seguintes técnicas de recolha: amostragem global de bioaerossóis (viáveis e não-viáveis)¹⁰ ou a recolha de organismos viáveis. Quanto à amostragem de bioaerossóis realizada utilizando três métodos diferentes:

- (a) Impactação – utiliza-se um equipamento de amostragem volumétrica em que um determinado volume de ar é impactado directamente em meio de cultura semi sólido;
- (b) Filtração – utiliza-se um equipamento de amostragem volumétrica em que um determinado volume de ar é filtrado através de uma membrana que é colocada posteriormente num meio de cultura semi sólido;
- (c) “Impingers” – utiliza-se um equipamento de amostragem volumétrica em que é usado um líquido como meio de colheita. O fluído recolhido é filtrado através de uma membrana que é colocada num meio de cultura semi sólido;

Em qualquer dos casos referidos, a colheita é efectuada com recurso a bombas de amostragem e são designadas de amostragens activas. As amostragens passivas consistem na sedimentação sobre meio de cultura sólido.

Além dos impactores inerciais (andersen ou de fenda) existem também os impactores centrifugais. Relativamente aos impingers, existem também impingers tangenciais [Baron et al, 2001; ECA, 1993].

¹⁰ Organismos viáveis são aqueles capazes de se reproduzir e formar colónias no meio de cultura escolhido.

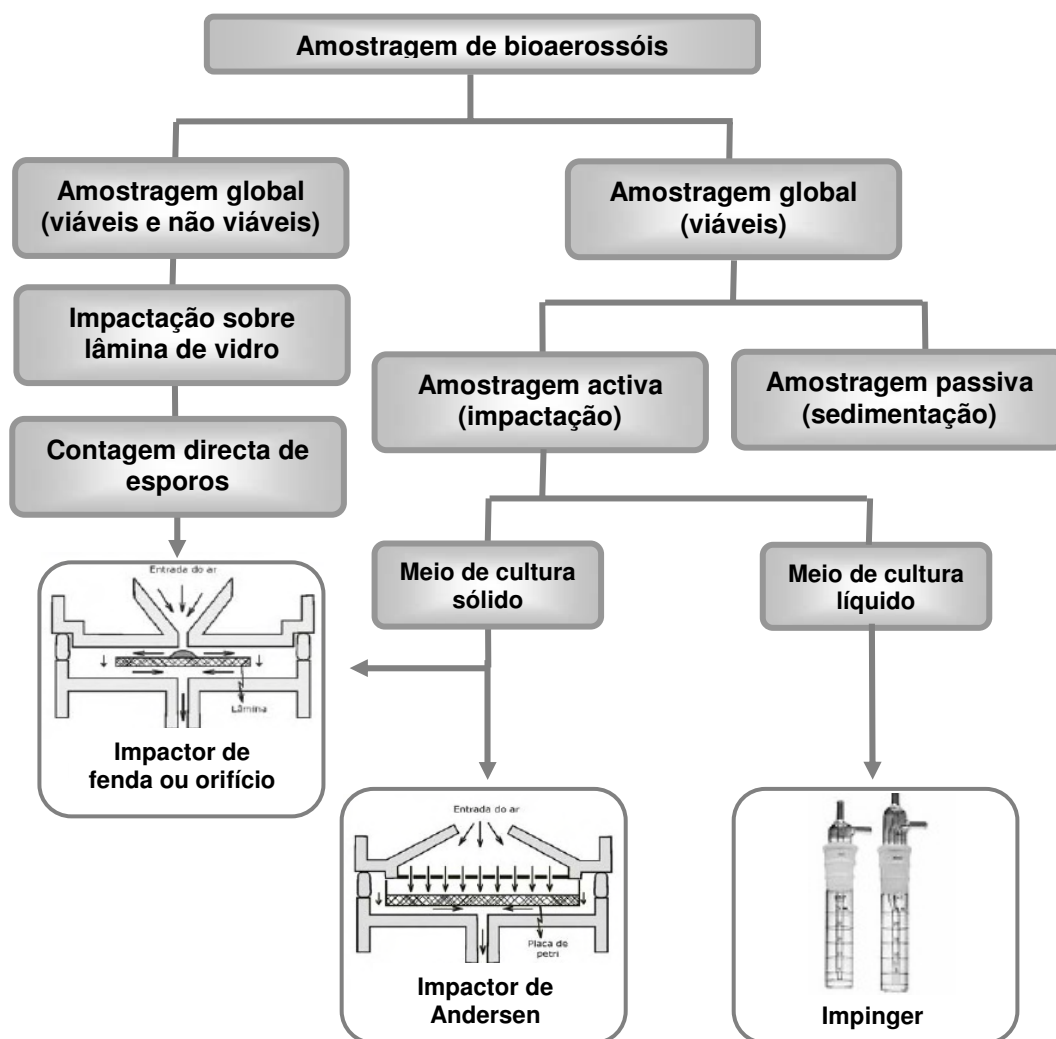


Figura 29. Métodos de amostragem mais comuns de bioaerossóis.

A fracção cultivável pode ser determinada após incubação de microrganismos depositados/colhidos directamente em meio semi-sólido (placas contendo agar) ou através da suspensão de microrganismos colhidos em meio líquido ou em filtros e subsequentemente inoculados em meio semi-sólido.

Quando a colheita não é efectuada por impacto directo em meio semi-sólido é necessário proceder à colocação dos filtros directamente em meio semi-sólido ou à extracção dos microrganismos do filtro e posterior inoculação em meio semi-sólido e, no caso das colheitas em meio líquido, procede-se apenas à inoculação, caso não seja necessário diluir a suspensão [APA, 2009].

Antes de cada colheita os amostradores devem ser limpos com gaze esterilizada, embebida em álcool etílico a 70% ou em álcool isopropílico a 70%, ou serem submetidos

a esterilização por ozono, ou por UV-C. No caso de utilização de álcool, deve haver o cuidado de não realizar imediatamente a seguir medições de compostos orgânicos voláteis.

Todas as medições devem ser feitas ao nível médio das vias respiratórias, no desenrolar das actividades normais, além disso, as colheitas de ar devem ser efectuadas em duplicado, de modo a minimizar o efeito das flutuações a que os valores estão normalmente sujeitos. Para ambientes com baixa contaminação do ar, como é o caso dos edifícios de serviços, o volume de colheita adequado situa-se entre 250 e 300 litros de ar.

BACTÉRIAS

Quando a colheita de bactérias é efectuada por impacto, as partículas em suspensão no ar são colhidas sobre uma superfície por efeito de inércia, cujo escoamento é acelerado através de um bocal ou orifício. No entanto, quando a colheita é efectuada por filtração ou “impingers”, é necessário proceder à colocação dos filtros directamente em meio semi-sólido ou à extracção dos microrganismos do filtro e posterior inoculação em meio semi-sólido e, no caso das colheitas em meio líquido, procede-se apenas à inoculação, caso não seja necessário diluir a suspensão [APA, 2009; Baron et al, 2001].

Os meios de cultura utilizados para as bactérias são:

- (a)** Trypticase soy agar (TSA) (também conhecido por soybean-casein digest agar (SCDA));
- (b)** Casein soy peptone agar (CSPA);
- (c)** Nutrient agar (NA);
- (d)** Plate Count Agar (PCA)

Para determinar um grupo específico de bactérias pode ser utilizado um meio selectivo, por exemplo, uma base agar para *Pseudomonas* suplementada com cetrimida e antibióticos para isolamento da *Pseudomonas aeruginosa*. Podem ser adicionados antibióticos anti fúngicos como a cicloheximida para suprimir o crescimento de fungos [Kosa, 2002].

A fracção cultivável pode ser determinada após incubação de microrganismos depositados/colhidos directamente em meio semi-sólido (placas contendo agar) ou através da suspensão de microrganismos colhidos em meio líquido ou em filtros e posteriormente inoculados em meio semi-sólido. Após o período de incubação procede-

se à contagem e análise da coloração (Gram-positiva ou Gram-negativa¹¹). A análise quantitativa de microrganismos é expressa em “unidades formadoras de colónias” por metro cúbico de ar (UFC/m³). [Baron et al, 2001]

a) Impactor de fenda ou orifício

Na amostragem de organismos viáveis ou não-viáveis é possível utilizar um impactor de fenda ou orifício, onde a amostra passa por uma fenda do tipo Venturi ou orifício, que direcciona o jacto de ar sobre uma lâmina de vidro auto-adesiva. Essa lâmina é então levada directamente ao microscópio, procedendo-se à contagem dos esporos presentes no momento da amostragem, sem considerar a viabilidade destes [Nagda et al, 2004].

É possível acoplar diversos amostradores em série, criando diferentes estágios, e neste caso o impactor é designado de “impactor de cascata” [Nagda et al, 2004].

Este impactor também pode ser utilizado para amostragem de organismos viáveis, colocando uma placa de Petri com o meio de cultura sob a fenda. Posteriormente procede-se à incubação e contagem de unidades formadoras de colónias.

b) Impactor de Andersen

A amostragem activa que recorre ao impactor de Andersen é a metodologia recomendada pelo documento NIOSH 0801, que posteriormente mede a concentração através de CG com detector FID. A taxa de vazão recomendada pela mesma é de 28,3 L/min e o tempo de amostragem de 5 a 15 minutos, para que o volume amostrado seja de 140 a 500 litros de ar [Kosa, 2002; Baron et al, 2001].

Na amostragem de organismos viáveis utiliza-se este impactor, onde um volume de ar passa por uma chapa metálica com 400 orifícios sobre uma placa de Petri com meio de cultura. Assim, avaliam-se apenas os organismos viáveis, capazes de reprodução e formação de colónias [Kosa, 2002; Baron et al, 2001].

Neste método também é possível acoplar diversos estágios de amostradores, funcionando como um amostrador de cascata.

¹¹ A parede celular das bactérias Gram positivas é constituída principalmente por uma camada grossa de peptidoglicano e o seu teor em lípidos é nulo ou muito baixo. A camada de peptidoglicano actua, assim, como uma barreira impedindo a saída do corante violeta de cristal e estas células ficam coradas de violeta escuro.

A parede celular das bactérias Gram negativas tem um teor em lípidos elevado na sua membrana externa, para além da camada de peptidoglicano. Durante o passo de diferenciação pelo álcool, parte dos lípidos são dissolvidas pelo álcool, formando-se poros na parede por onde o corante violeta de cristal sai das células. Estas células ficam transparentes sendo posteriormente coradas com o corante secundário (safranina).

c) Amostrador do tipo Impinger

Neste tipo de amostrador, o ar é impactado sobre uma superfície líquida, que pode ser composta por uma solução estéril de água, óleo mineral ou glicerol. Posteriormente o líquido é diluído, distribuído sobre placas de Petri com meio de cultura adequado (método da semente) e incubado para o desenvolvimento das colônias e contagem das mesmas em placa [Kosa, 2002].

Apesar de ser eficiente na amostragem de diversas gamas de partículas, este método apresenta uma fraca eficiência para bactérias hidrofóbicas (por exemplo, *Bacillus*) [Kosa, 2002].

d) Amostragem por sedimentação

Este tipo de amostragem consiste na simples exposição das placas de Petri para a recolha de microorganismos viáveis que sedimentam sobre a mesma (amostragem passiva). Os resultados não podem ser expressos na forma de concentração pois não há medição do fluxo de ar; além disso, existe uma grande variabilidade dos resultados, já que mesmo pequenas alterações no fluxo de ar nas imediações das placas podem interferir na sedimentação das partículas. [Baron et al, 2001]

É possível que partículas com diâmetro inferior a 5 µm não sedimentem nas placas, embora sejam inaladas pelos ocupantes, o que inviabiliza o emprego deste método na avaliação do risco de contaminação. [Baron et al, 2001]

e) Amostragem por filtração

Embora eficaz para a recolha de uma grande variedade de tamanhos de esporos, a recolha de amostra e manuseamento do filtro têm um efeito negativo de secagem sobre as partículas recolhidas, e os resultados de análises tendem a subestimar a contagem de esporos [Kosa, 2002].

Filtros com a superfície lisa (por exemplo, policarbonato) são menos prejudiciais para a amostra do que os filtros com superfícies mais ásperas. Além disso, as amostragens com elevados caudais e de longa duração poderão causar perda de esporos viáveis [Kosa, 2002].

Após recolha do filtro, este é colocado posteriormente num meio de cultura semi sólido, sendo depois incubado e contabilizadas as colônias.

LEGIONELLA

Um controlo eficaz de *Legionella* depende da correcta amostragem de água, incluindo factores relevantes como a escolha da localização da amostra, presença de produtos de tratamento de águas ou a necessidade de desinfecção do ponto de amostragem. As recolhas devem ser feitas nos principais locais de risco [APA, 2009]:

- (a) Sistemas de climatização em que haja produção de aerossóis;
- (b) Sistemas de água quente sanitária (AQS), onde a temperatura de armazenamento seja inferior a 60º C (chuveiros, depósitos);
- (c) Tanques dos humidificadores por pulverização (lavadores de ar) em unidades de tratamento de ar;
- (d) Tanques de torres de arrefecimento;
- (e) Tabuleiros de condensados das UTAs, quando aplicável.

O método de referência para a detecção de *Legionella* na água é o método de cultura descrito na norma ISO 11731:

- (a) ISO 11731-2:2004 Water Quality – Detection and enumeration of *Legionella* – Part 2 Direct membrane filtration method for waters with low bacterial counts;
- (b) ISO 11731:1998 Water Quality – Detection and enumeration of *Legionella*.

A presença de *Legionella* em ambientes interiores tem sido investigada recorrendo a impingers líquidos e o meio de cultura utilizado é o “Buffered Charcoal Yeast Extract Agar”; a colheita é feita em recipientes de vidro ou polietileno, com a capacidade de um litro e adequados a contacto com água potável. No caso de as colheitas serem feitas na presença de biocidas dever-se-á utilizar o neutralizante adequado (tiosulfato de sódio ou tiosulfato de potássio no caso de cloragem ou uso de outros agentes oxidantes) [ECA, 1993].

FUNGOS

Muitos dos amostradores utilizados na amostragem de fungos são também usados nas bactérias, mas a menos que a recolha seja em meio líquido, os tempos de amostragem devem ser relativamente curtos, porque muitas bactérias são bastante susceptíveis aos efeitos da ressecação [Maroni et al, 1995].

Relativamente aos meios de cultura dos fungos, as amostras devem ser recolhidas num dos seguintes meios:

(a) Agar de Extracto de Malte (MEA - Malt Extract Agar)

(b) Agar *dichloran glycerol* 18 (DG18) – adequado para fungos xerofílicos

Podem ser adicionados antibióticos para suprimir o crescimento de bactérias e as amostras devem ser entregues ao laboratório num prazo nunca superior a 2 dias, de preferência no mesmo dia da colheita. Se forem analisadas no mesmo dia da colheita, as amostras devem ser transportadas em mala térmica, de forma a não sofrer grandes variações de temperatura, protegidas da luz solar. Caso contrário, as amostras devem ser transportadas num ambiente frio, idealmente a $(5 \pm 3) ^\circ\text{C}$. As amostras de água quente devem ser arrefecidas imediatamente após a colheita.

Como regra geral, a análise microbiológica deve ser iniciada logo que possível após a chegada ao laboratório, de preferência no mesmo dia da colheita, principalmente no caso de haver registo ou suspeita de conterem biocida. Contudo, compreende-se que o transporte das amostras até ao laboratório de análises pode demorar um certo tempo, particularmente a partir de locais remotos. Nestas circunstâncias, recomenda-se um período de 24 h entre a colheita e a filtragem da amostra, não devendo ultrapassar 2 dias. As amostras devem ser acondicionadas a $(5 \pm 3) ^\circ\text{C}$.

INCUBAÇÃO: TEMPERATURAS E TEMPOS

Geralmente, a temperatura mais apropriada para a cultura é aquela que mais se aproxima do habitat no qual o microrganismo se encontrava antes da colheita:

(a) Fungos: 25-27 °C (temperatura ambiente com luz natural)

(b) Bactérias ambientais (mesofílicas): 25-30 °C

(c) Bactérias com origem nos seres humanos: 35-37 °C

(d) Bactérias termofílicas: 50-56 °C

As placas das bactérias devem ser incubadas entre 35 e 37 °C, já que a maioria das bactérias isoladas têm origem nos seres humanos. O tempo de incubação deve ser, em média, de 3 a 10 dias para fungos, 3 a 5 dias para bactérias ambientais e 48 horas para bactérias com origem nos seres humanos.

6. MÉTODOS DE REFERÊNCIA E MÉTODOS ALTERNATIVOS PARA AVALIAÇÃO DA QAI NO ÂMBITO DO RSECE – VANTAGENS, DESVANTAGENS E LIMITAÇÕES DOS MÉTODOS

Neste capítulo será feita uma síntese das principais vantagens e desvantagens dos métodos enunciados, e cuja finalidade vai de encontro ao objectivo principal da tese.

Além disso, foi também feita uma pesquisa de modo a perceber o que o mercado actual de equipamentos oferece em termos de auditorias à QAI. Esta pesquisa apenas compreendeu algumas marcas das muitas existentes, e teve como objectivo principal fazer um levantamento dos métodos mais utilizados pelos equipamentos disponíveis.

Posteriormente foi possível estabelecer uma comparação entre os métodos de referência elegidos pelo RSECE, os que se revelaram ser os mais promissores após a análise exhaustiva que foi feita, e os que se encontram disponíveis no mercado.

O site da SKC, uma das empresas pioneiras no desenvolvimento de equipamentos para avaliação da exposição a poluentes atmosféricos em locais de trabalho, foi um ponto de referência na recolha de informação sobre métodos de amostragem da OSHA, NIOSH, EPA e ASTM, que remetem para os equipamentos disponíveis pela SKC para avaliação da QAI.

Os métodos adoptados para a medição dos diferentes poluentes previstos no RSECE em contexto de auditoria periódica à QAI no âmbito do SCE constam na Tabela 20, que lista os métodos de referência, métodos equivalentes e requisitos mínimos para monitores portáteis de leitura em tempo real dos parâmetros e poluentes propostos pela APA (Nota Técnica) no âmbito do RSECE.

O método de referência é um método estabelecido por legislação nacional, comunitária, ou internacional para a medição de um poluente específico do ar ambiente. O método equivalente é um método de medição que estabelece uma resposta adequada para os fins em vista em relação ao método de referência; no método equivalente, os resultados não diferem do método de referência dentro de um determinado intervalo de incerteza estatística.

Tabela 20. Métodos de referência, métodos equivalentes e requisitos mínimos para monitores portáteis.

Parâmetro	Método de Referência	Métodos Equivalentes	Características Técnicas	
			Erro Máximo Admissível *	Resolução **
CO₂	NDIR ¹	- Método electroquímico - FTIR ² - PAS ³	±10%	1 ppm
CO	NDIR	- Método electroquímico - FTIR ² - PAS ³	±10%	0,1 ppm
PM₁₀	Método gravimétrico	- Dispersão óptica - Absorção Radiação Beta - TEOM ⁴ - Balança piezoeléctrica	±10%	1 µm/m ³
HCOH	Recolha e análise por cromatografia	- Amostradores passivos com DNPH ⁵ - Tubos de difusão - Método electroquímico - Método do borbulhador - Método colorimétrico	±20%	0,01 ppm
O₃	Absorção Ultra Violeta (UV)	- Quimiluminiscência do etileno - Quimiluminiscência do NO - Método electroquímico	±10%	0,01 ppm
COV_{totais}	Recolha e análise por cromatografia	- Amostradores passivos (Tenax, carvão activado) - Canisters - FID ⁶ - PID ⁷ - PAS - FTIR	±10%	0,01 ppm
Radão	Detectores de estado sólido	- Detectores passivos	±10%	1 Bq/m ³

[Fonte: NT-SCE-02]

* É o erro máximo de uma medição em relação a um valor de referência permitido por especificações ou regulamentos (neste caso correspondente à concentração máxima de referência do DL79/2006 de 4 Abril) para uma medição, instrumento de medição, ou sistema de medição

** Resolução dos monitores portáteis de leitura em tempo real.

1 - Infra Vermelho Não Dispersivo

2 - Infra-vermelhos por Transformada de Fourier

3 - Sensor Foto Acústico

4 - Micro balança de oscilação de peso

5 – Adsorvente impregnado com Dinitro Fenil Hidrazina (DNPH)

6 - Detector de Ionização de Chama (FID)

7 - Detector de Fotoionização (PID)

6. 1 Temperatura e humidade relativa

A temperatura e a humidade relativa são dois dos vários parâmetros que afectam o conforto térmico e influenciam nos resultados das avaliações à QAI, portanto, a avaliação destes é bastante relevante. Existe uma grande diversidade de ofertas no que diz respeito aos métodos e equipamentos de medição destes parâmetros.

Um factor muito importante na medição da humidade é a temperatura, pois esta define a pressão de saturação de vapor de água. Uma pequena mudança no valor de temperatura, principalmente em altas humidades, tem um efeito significativo na quantificação da humidade relativa.

Tabela 21. Vantagens e desvantagens dos métodos de medição da humidade.

Método	Observações	Vantagens / Desvantagens
Psicrómetros	A humidade ambiente é determinada a partir da diferença entre duas temperaturas: uma sonda revestida com algodão húmido e uma segunda sonda que mede a temperatura ambiente.	Vantagens: elevada precisão, estabilidade e fiabilidade; Desvantagens: necessidade de manutenção contínua e humedecimento do bolbo, erros de leitura.
Higrómetros	Os higrómetros utilizam sensores que mudam a sua resistência ou capacidade com a variação da humidade. O sensor é geralmente um sal higroscópico ou um pequeno filme condensador.	Vantagens: fácil de utilizar, barato; Desvantagens: elevados custos de manutenção, é necessária a regeneração frequente dos sensores, só pode ser usado de 15% a 85% de HR, elevada imprecisão e medições lentas.
Capacitivo	Explora a dependência da constante dieléctrica de alguns materiais com o teor de água no ar ambiente. É utilizada uma película fina de um material simultaneamente isolador e higroscópico.	Vantagens: medição acessível, rápida e exacta, ampla faixa de medição, estabilidade por longo período, instrumento portátil e pequeno; Desvantagens: os primeiros sensores eram instáveis, mas actualmente são bastante eficazes.

Relativamente à medição da humidade, os psicómetros automáticos apesar de serem os mais caros, fornecem dados directos e leituras de humidade relativa mais precisas.

Os psicómetros de dois ramos são baratos e simples de usar; no entanto, os resultados são incertos. O equipamento deverá ser calibrado frequentemente com o uso de um padrão primário e o pavio de algodão deve ser mantido húmido e limpo. Os psicómetros automáticos são mais caros, mas fornecem dados directos e leituras de humidade relativa mais precisas. [APA, 2009]

A Tabela 22 apresenta uma síntese da pesquisa realizada sobre equipamentos disponíveis no mercado com o fim de medir a humidade relativa e principais características:

Tabela 22. Princípios de medição de alguns equipamentos para análise da HR.

Marca	Parâmetros medidos	Método	Gama	Exactidão	Tempo de resposta
IQ 610 Graywolf ^(a)	COV's, CO ₂ , CO, O ₃ , Temperatura e Humidade Relativa	Capacitivo	0 a 100% HR	$\pm 2\%$ (< 80% HR) $\pm 3\%$ (> 80% HR)	< 1 minuto
SKC – Humidity STICK ^(b)	Humidade	Capacitivo	5 a 95% HR	$\pm 3\%$ (5-95% HR)	--
Fluke 971 ^(c)	Temperatura e Humidade Relativa	Capacitivo	5 a 95% HR	--	60 segundos
TSI Q-TRAK 7565 ^(d)	CO ₂ , CO, Temperatura e Humidade Relativa	Capacitivo	0 a 95 % HR	$\pm 3\%$ HR	20 segundos (para 63% do valor final)

(a), (b), (c) e (d): Consulta de catálogos disponibilizados na *Internet*.

Relativamente ao método que parece ser mais adequado e utilizado nos dispositivos de medição da humidade relativa, a análise às Tabelas 21 e 22 permite concluir que o sensor capacitivo é o elegido.

No que diz respeito aos equipamentos disponíveis para medição da temperatura, as Tabelas 23 e 24 e a Figura 30 permitem concluir que as termoresistências são os dispositivos mais promissores, pois apresentam uma elevada gama de medição e exactidão, e linearidade na curva de “Resistência VS Temperatura”.

A utilização de termoresistências requer alguns cuidados de modo evitar o aparecimento de efeitos indesejados, relacionados com a contaminação da medida devido ao auto-aquecimento (dissipação de calor na termoresistência quando esta é atravessada por corrente eléctrica).

Tabela 23. Vantagens e desvantagens dos principais métodos de medição da temperatura.

Método	Observações	Vantagens / Desvantagens
RTD	Instrumento que permite conhecer a temperatura do meio ambiente, recorrendo à relação entre a resistência eléctrica de um material e a sua temperatura.	Vantagens: elevada exactidão, vasta gama de medição (no caso da platina de -200 a 850 °C), linearidade na curva de “Resistência VS Temperatura”; Desvantagens: fragilidade, custo elevado, interferência devido ao auto-aquecimento.
Termopar	Dispositivo capaz de converter energia calorífica em energia eléctrica e que se baseia no princípio de que a junção de dois metais gera uma tensão eléctrica que é função da temperatura.	Vantagens: baratos, vasta gama de medição (no caso do termopar tipo K de -200 a 1370 °C), tempos de resposta rápidos, elevada robustez; Desvantagens: baixa exactidão e sensibilidade, necessita de temperaturas de referência, linearidade baixa.
Termistor	Consiste num material semiconductor cujo coeficiente de variação de resistência com a temperatura é negativo e inversamente proporcional à temperatura, ou positivo, directamente proporcional à temperatura.	Vantagens: baixo custo, sensibilidade elevada, pequenas dimensões, elevada estabilidade; Desvantagens: linearidade baixa, baixa gama de temperaturas, frágil, necessita de corrente eléctrica para funcionar.

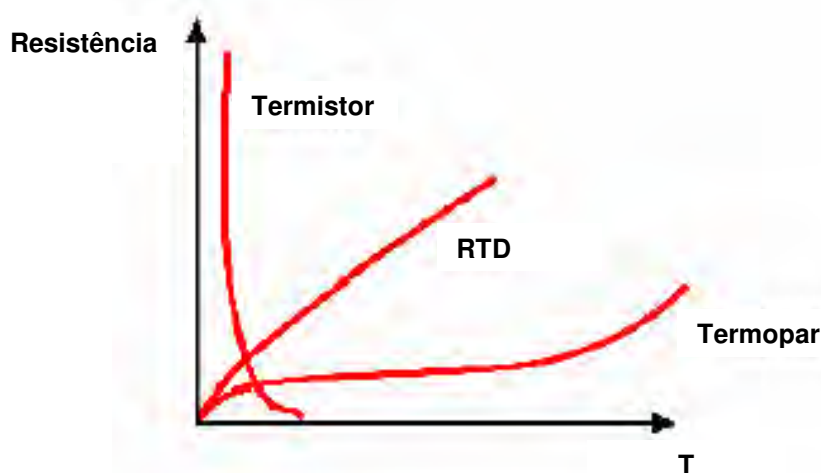


Figura 30. Curva de “Resistência VS Temperatura” para métodos de medição da temperatura.

Tabela 24. Características técnicas de alguns equipamentos disponíveis para medição da temperatura.

Marca	Parâmetros medidos	Método	Gama	Exactidão	Tempo de resposta
IQ 610 Graywolf ^(a)	COV's, CO ₂ , CO, O ₃ , Temperatura e Humidade Relativa	RTD Pt100	- 15 a 70 °C	± 0,3 °C	< 1 minuto
Delta Ohm HD 2307.0 ^(b)	Temperatura	RTD Pt100	-200 a 650 °C	± 0,05 °C	--
Fluke 971 ^(c)	Temperatura e Humidade Relativa	Termistor	-20 a 60 °C	--	500 ms
TSI Q-TRAK 7565 ^(d)	CO ₂ , CO, Temperatura e Humidade Relativa	Termistor	0 a 60 °C	± 0,6 °C	30 segundos

(a), (b), (c) e (d): Consulta de catálogos disponibilizados na *Internet*.

6.2 Taxa de ventilação

A ventilação consiste no processo de providenciar a renovação de ar aos ocupantes de um edifício, mais do que ao edifício propriamente dito, com o objectivo de assegurar uma boa qualidade de ar com o mínimo custo e impacte ambiental.

Os traçadores químicos relevaram ser uma ferramenta bastante útil nesta temática e a técnica de emissão constante das mais adequadas, não só porque apresenta um custo moderado, como também se consegue um panorama da taxa de renovação do ar aproximado da realidade. A partir da leitura de vários artigos foi possível concluir que o CO₂ é dos gases traçadores mais utilizados, sendo que o método analítico mais usado é a detecção por espectroscopia não-dispersiva de infravermelho, NDIR [Persily et al, 1995; Batista et al, 1999].

Um problema comum à técnica do decaimento e à técnica do estado estacionário é a dificuldade em verificarem-se na prática todas as hipóteses consideradas. Por exemplo, no método estacionário verificam-se alguns problemas nas medições quando está muito vento e este muda constantemente de direcção [Spengler et al, 2000].

O método de injeção contínua abrange uma ampla gama de velocidades e direcções do vento. Estudos realizados por Batista *et al* revelam que o método de decaimento e o contínuo apresentam boa concordância para velocidades de vento superiores a 1 m/s.

Nas medições passivas de gás traçador (PFT) é possível obter-se apenas um valor médio da concentração que não permite avaliar a ocorrência de “picos” nas renovações de ar como sejam aberturas de portas ou janelas ou alterações bruscas de infiltrações

por mudanças das condições atmosféricas. Além disso, quando os espaços apresentam variações de temperatura ao longo do dia, a taxa de emissão é variável, conferindo menos precisão na estimativa da taxa de ventilação.

As medições activas (taxa de decaimento, emissão constante e estado estacionário) de gás traçador requerem a injeção do gás traçador e na maior parte das vezes, a concentração de gás traçador é continuamente monitorizada por um analisador de gás.

Tabela 25. Síntese dos métodos de avaliação da taxa de renovação do ar.

		Método	Observações
Traçadores Químicos		Taxa de Decaimento	Uma pequena quantidade de gás traçador é libertada e medida após a mistura, as medições representam apenas as condições na altura da análise; custo moderado.
		Emissão constante	O gás traçador é introduzido no compartimento em estudo a uma taxa constante e caudal conhecido; Amostragem requer um período de 3-7 dias; custo moderado.
		Estado estacionário	Injecção contínua controlada para manter a concentração de gás traçador no espaço. Requer acompanhamento em tempo real da concentração do gás marcador; Custo relativamente elevado.
		PFT	Libertação contínua do gás traçador por cápsulas emissoras e recolha de forma passiva por cápsulas receptoras. O equipamento utilizado é de dimensões reduzidas; apenas se obtém um valor médio da concentração.
		Tubos de fumo	Úteis na medição da direcção do ar; são fáceis de utilizar; o fumo produzido pelos dispositivos não permite a sua utilização em espaços ocupados.
		Anemómetros térmicos	Dão uma leitura directa da velocidade do ar em condutas; as sondas são muito sensíveis e podem medir velocidades tão baixas como 0,05 m/s.

Relativamente aos equipamentos disponíveis no mercado, é possível recorrer a equipamentos que medem a velocidade do ar (m/s) e depois calculam o caudal de ventilação (m³/s). A Tabela 26 indica que entre os métodos pesquisados, o anemómetro térmico é o dispositivo mais utilizado.

Tabela 26. Características técnicas de equipamentos de medição da velocidade do ar.

Marca	Parâmetros medidos	Método	Gama	Exactidão
AS-201 Graywolf ^(a)	Temperatura e Velocidade do ar	Anemómetro térmico	0 a 30 m/s	$\pm 3\%$
TSI / Airflow TA 430 ^(b)	Velocidade do ar, Pressão diferencial, CO ₂ , CO, Temperatura e Humidade Relativa. Calcula o caudal de ar.	Anemómetro térmico	Velocidade do ar: 0 a 30 m/s Caudal: depende da velocidade e conduta	$\pm 3\%$
Testo 425 ^(c)	Mede a velocidade do ar e Calcula o caudal de ar.	Anemómetro térmico	Velocidade do ar: 0 a 20 m/s	$\pm 5\%$
Fluke 922 ^(d)	Mede caudal do ar, velocidade do ar e pressão diferencial	Tubo de Pitot	0 a 99,999 m ³ /hora	*

(a), (b), (c) e (d): Consulta de catálogos disponibilizados na *Internet*.

* É função da velocidade e tamanho das condutas. A precisão na medição da velocidade do ar é de $\pm 2,5\%$ (para medições de 10 m/s).

6.3 Partículas

Actualmente existe um elevado número de instrumentos que permitem quantificar a concentração de partículas no ar ambiente. Estes equipamentos podem ser divididos em dois tipos: os amostradores manuais ou gravimétricos, considerados como os de referência de acordo com a norma EN12341, e os analisadores automáticos, de entre os quais se destacam, pela sua vasta utilização, o método de atenuação da radiação Beta e o método de balanço mássico por oscilação (TEOM-Tapered Oscilating Mass Monitor). Atendendo aos diferentes princípios de determinação da concentração de partículas na atmosfera, características e propriedades dos analisadores, eles vão originar diferenças de resultados entre eles.

Embora o método gravimétrico seja o de referência, este apresenta algumas desvantagens: poderão ocorrer situações indesejáveis como perturbações no filtro associadas à sua fragilidade, e ao utilizar este método é necessário um tempo de amostragem de várias horas para se obter uma massa quantificável. A água é um dos componentes das partículas cuja abundância depende muito das condições ambientais. Por isso procura-se remover a água dos filtros antes das pesagens, no entanto, mesmo acondicionando os filtros a temperatura e humidade controlada, a remoção nem sempre é

total. Se a humidade relativa for aumentada até ao ponto de deliquescência de uma partícula, ocorre um aumento de massa e de volume por incorporação de água. Posteriormente a libertação total desta água apenas ocorre se a humidade for reduzida para valores muito mais baixos.

Ter em atenção que a resolução da maioria das balanças analíticas é limitada a alguns microgramas. Consequentemente, o uso de equipamentos de reduzidas dimensões (projectados para operar a alguns litros por minuto) para amostras gravimétricas num ambiente de baixas concentrações, geralmente requer longos períodos de amostragem para acumular uma quantidade de material particulado suficiente. Caso se opte pelo método de medição do monitor beta será necessário pelo menos uma hora, enquanto o do TEOM pode ser muito inferior. Ao estabelecer-se a possibilidade do tempo mínimo ser de 5 cinco minutos podem-se criar situações muito díspares.

O mecanismo de funcionamento do instrumento principal da atenuação da radiação beta é o sistema de microbalança, que assenta em mudanças na intensidade de um feixe de raios beta ao passar pelo filtro de recolha de partículas. Uma vez que este mecanismo não tem partes móveis, o instrumento não é sensível a vibrações que possam interferir na precisão. No entanto, o instrumento é menos sensível à temperatura, pressão, humidade do que alguns tipos de monitores contínuos de partículas devido à segunda medição de raios beta, que fornece uma base de informações para o computador interno [EPA, 1999]. A dispersão de luz visível é geralmente muito elevada quando a humidade relativa apresenta valores superiores a 80%, isto porque as pequenas partículas formam partículas com tamanhos que dispersam a luz de forma mais eficiente à medida que adquirir água líquida [Watson et al, 1998].

De notar que a composição química das partículas $PM_{2,5}$ difere significativamente das PM_{10} . A fracção fina de dimensão $PM_{2,5}$ é especialmente rica em matéria semi-volátil (por exemplo, nitrato de amónio, compostos orgânicos). As partículas de dimensão compreendida entre PM_{10} e $PM_{2,5}$ consistem sobretudo em componentes inertes, como sílica, óxidos metálicos, etc. Portanto, os problemas devidos a perdas de matéria semi-volátil já observados na amostragem de partículas PM_{10} podem ser ainda mais acentuados nas medições de $PM_{2,5}$.

Tabela 27. Síntese das vantagens e desvantagens dos principais métodos de medição das partículas.

Método	Observações	Vantagens / Desvantagens
Método de referência RSECE		
Gravimétrico	Amostra de ar passa através de uma cabeça de amostragem de PM ₁₀ , directamente ligada a um filtro e a um controlador de caudal. Posterior determinação por gravimetria da massa de PM recolhida no filtro.	Vantagens: método simples; Desvantagens: requer pesagem do filtro antes e após a amostragem; podem ocorrer perturbações no filtro; ambiente de baixas concentrações requer longos períodos de amostragem; requer balança com no mínimo 6 casas decimais.
Métodos equivalentes		
Piezo-eléctrico	As partículas são precipitadas electrostaticamente sobre um sensor de cristal de quartzo; a alteração da frequência de oscilação do cristal está relacionada com a massa de partículas recolhidas.	Vantagens: grande sensibilidade do cristal quartzo, resposta rápida; Desvantagens: partículas com tamanhos acima dos 10 µm não estabilizam o cristal, conduzindo a uma sub estimativa da massa das partículas.
Radiação β	Raios beta são atenuados quando passam através de um filtro. A atenuação dos raios beta devido às partículas existentes no filtro é utilizada como uma medida indirecta de concentração de massa.	Vantagens: medição da concentração de partículas em tempo real, detecção de picos de concentração; Desvantagens: Amostragem em condições de humidade elevada interfere nos resultados (a acumulação de humidade no filtro é posteriormente medida em massa); a linha de amostragem ao ser aquecida leva à perda de material por volatilização;
TEOM	Sistema de medição directa da massa inercial onde o ar é aspirado através de um filtro ligado a um tubo cónico. À medida que as partículas se vão depositando no filtro, a massa do oscilador modifica-se e como resultado a frequência de oscilação altera-se.	Vantagens: medição da concentração de partículas em tempo real, detecção de picos horários de concentração; resposta rápida; Desvantagens: as elevadas temperaturas de operação (50 °C) amostram menos compostos semi-voláteis e água que os métodos operados à temperatura ambiente.
Optical particle counter	Luz dispersa pelas partículas individuais que atravessam um feixe de luz é detectada em vários ângulos, esses sinais são interpretados em termos de tamanho de partículas e número.	Vantagens: instrumentos práticos, tempo real; Desvantagens: não são tão precisos como outros métodos de medição contínua, devido ao baixo limite superior da gama de tamanhos.
Condensation nuclei counter	As partículas são expostas a saturações altas (150% ou mais) de um fluido como o álcool, formando gotículas que são detectadas pela dispersão de luz.	Vantagens: capacidade única de contagem de partículas muito pequenas (PM _{2,5}), tempo real; Desvantagens: as partículas podem não formar gotículas com tamanho detectável, poderá ocorrer a colisão dos aglomerados.

É possível verificar através de alguns estudos de intercomparação realizados [Carvalho et al; EPA] que o rácio entre um instrumento de referência gravimétrico (High-Vol) e um analisador Beta apresenta uma diferença maior durante a estação de Inverno, comparativamente à obtida durante a estação do Verão. Esta variabilidade sazonal registada está associada à necessidade dos instrumentos de monitorização automáticos (radiação Beta e TEOM) possuírem, ao contrário dos instrumentos de referência, um sistema de aquecimento com o objectivo de remover a água contida nas partículas de aerossóis. Este aquecimento provoca a evaporação de alguns compostos mais voláteis o que, quando estas substâncias constituem uma fracção importante da massa dos aerossóis origina uma sub-avaliação da concentração de partículas quando comparados com os instrumentos de referência. Assim sendo, o ajuste dos aparelhos candidatos relativamente a um amostrador de referência dependerá, em cada local, da presença e quantidade desses compostos semi-voláteis.

Deste modo, a explicação para a variabilidade sazonal registada resulta, provavelmente, da maior amplitude térmica entre a temperatura ambiente e o sistema de aquecimento das cabeças de amostragens do amostrador automático registada durante o Inverno. O que, de um modo relativo, irá provocar uma maior perda de compostos semi-voláteis durante a estação de Inverno relativamente ao verificado durante o Verão.

Tabela 28. Características técnicas de alguns equipamentos para medição de PM.

Marca	Método	Gama de Tamanhos	Exactidão	Resolução
Thermo pDR 1500 Graywolf ^(a)	Dispersão da luz	0,1 a 10 µm	± 5% da leitura	1 µg/m ³
GW 3016 Graywolf ^(b)	Dispersão da luz	0,3 a 25 µm	± 5% da leitura	--
TSI DUST TRAK II Aerosol Monitor ^(c) *	Dispersão da luz	0,1 a 10 µm	± 5% da leitura	1 µg/m ³
EPAM 5000 HAZ DUST ^{(d)**}	Dispersão da luz e/ou gravimetria	0,1 a 10 µm	± 10%	1 µg/m ³
Fluke 983 ^(e)	Dispersão da luz	0,1 a 10 µm	--	--

(a), (b), (c), (d) e (e): Consulta de catálogos disponibilizados na *Internet*.

* Referido no estudo levado a cabo por Niu et al

** Equipamento com elevada correlação com o método EPA PM₁₀ e TEOM

A determinação da concentração de partículas segundo o método gravimétrico (método de referência enunciado pela Nota Técnica-SCE-02), apesar de simples e com um custo baixo, requer as pesagens prévias e posteriores feitas aos filtros utilizados. Além disso, o ruído produzido por este tipo de equipamentos limita a sua aplicabilidade em espaços com ocupação humana.

A partir da análise da Tabela 27 é possível concluir que o método TEOM é dos métodos mais adequados na determinação das partículas; apresenta vantagens como medição em tempo real e contínua, com a possibilidade de observar eventuais picos na concentração de partículas [Watson et al, 1998].

Segundo a informação recolhida acerca dos métodos mais utilizados em equipamentos, o método de dispersão óptica é o mais elegido, pois os equipamentos disponíveis permitem a contabilização de 6 tamanhos de partículas, a medição é feita em tempo real e a eficiência de contagem é bastante elevada para partículas com tamanho superior a $0,45\mu\text{m}$. No entanto, não foi possível apurar se o dispositivo é do tipo OPC ou CNC.

O método analítico de partículas através da dispersão da luz revela um desempenho aceitável na medição da concentração de partículas respiráveis, mas na medição de partículas torácicas e inaláveis demonstra-se desadequado (a sensibilidade a partículas de $20\mu\text{m}$ é aproximadamente 10^2 mais baixa que a sensibilidade para partículas de $2\mu\text{m}$). [Baron et al, 2001]

Para além dos métodos referidos anteriormente, existem outros métodos contínuos que são classificados de acordo com a propriedade que medem: a massa, interações com a luz e mobilidade eléctrica. A Tabela 29 mostra que existem várias abordagens para medir as mesmas propriedades:

Tabela 29. Métodos contínuos menos usuais na medição das partículas.

	Método	Observações
Massa	Pressure Drop Tape Sampler (CAMMS)	CAMMS (continuous ambient mass monitor system) mede a pressão suspensa através de um filtro de membrana porosa. A queda de pressão é linearmente correlacionada com a massa de partículas depositado no filtro.
Dispersão da luz visível	Aerodynamic Particle Sizer	Laser de feixes paralelos medem o desfasamento da velocidade das partículas em suspensão num fluxo de ar em aceleração. Mede o número de partículas em diferentes gamas de tamanhos.
Absorção da luz visível	Particle Soot/Absorption Photometer (PSAP)	A PSAP produz uma medição contínua de absorção pela monitorização da mudança na transmissão através de um filtro, para duas áreas no filtro: uma área de deposição de partículas e uma superfície de referência. Um LED, seguida por um vidro Opal, serve como fonte de luz. A absorção relatada pela PSAP é calculada com uma equação não-linear.
	Photoacoustic Spectroscopy	A amostra de ar é aspirada através de uma câmara de ressonância, onde é iluminada por uma luz de laser com um comprimento de onda visível. As partículas absorvem a energia do feixe de laser e transferem-na em forma de calor para o ar circundante. A expansão do gás aquecido produz uma onda de som e este sinal acústico é detectado por um microfone; O sinal é proporcional à quantidade de energia absorvida.
Mobilidade eléctrica	Electrical Aerosol Analyzer (EAA)	As partículas são carregadas com uma determinada carga, portanto, cada partícula com um determinado tamanho irá ter uma mobilidade eléctrica única. Um electómetro mede continuamente a corrente produzida à medida que as partículas são recolhidas e precipitadas electrostaticamente num campo eléctrico.

6.4 CO₂ / CO

As principais vantagens dos analisadores por infravermelhos consistem na sensibilidade e capacidade de medição instantânea e/ou monitorização contínua de longa duração; além disso estes instrumentos podem ser portáteis. São equipamentos que respondem rapidamente, podem ser movidos de um local para outro para uma medição imediata do dióxido de carbono, não requerem a intervenção de produtos químicos (ao contrário do método colorimétrico) e podem ser operados por pessoal não especializado. A selectividade de um dispositivo NDIR é obtida preenchendo ambos os compartimentos do detector com o gás que se deseja analisar, podendo ser feita a determinação de qualquer gás que absorva no infravermelho [APA, 2009; Winberry Jr. et al, 1993].

Relativamente aos tubos colorimétricos, características como a simplicidade de operação, o baixo custo inicial e a versatilidade referente à detecção de inúmeros contaminantes, tornaram este instrumento popular. No entanto, tal como todos os instrumentos, este aparelho tem algumas limitações: a especificidade, a baixa precisão e exactidão; portanto, o usuário deverá estar familiarizado com estas limitações para evitar eventuais erros de interpretação.

Como nenhum tubo detector é específico para medir uma única substância, deve-se tomar cuidado para que interferências de substâncias não invalidem os resultados das amostras. Muitos vapores e gases comuns reagem com os mesmos produtos químicos ou apresentam propriedades físicas similares; assim o instrumento pode dar falsas leituras, altas ou baixas, para a substância que está a ser amostrada. Deve-se ter em conta que os resultados obtidos não devem sob qualquer circunstância ser utilizados como única evidência da presença ou ausência de um determinado contaminante.

Os sensores electroquímicos possibilitam a medição da concentração gasosa de vários gases, uma vez que alterando-se o electrólito, os eléctrodos e o material a ser oxidado é possível a obtenção de sensores de medição de mais de 30 gases diferentes. Embora menos usados, os analisadores de CO₂ com sensores electroquímicos respondem rapidamente e podem ser movidos de um local para outro para uma medição imediata do dióxido de carbono, além disso são dispositivos geralmente pequenos e portáteis, com detectores compactos que fornecem resultados imediatos observados em ecrãs digitais. Relativamente às limitações, os sensores electroquímicos desgastam-se com o tempo, principalmente quando expostos a condições de humidade e temperatura elevadas, e necessitam de ser calibrados frequentemente de forma a estabelecer a gama de linearidade. Além disso, as células electroquímicas sofrem algumas interferências (por exemplo os sensores de monóxido de carbono também respondem a gás sulfídrico).

Vários gases poluentes (por exemplo, NO₂ ou SO₂) podem causar interferência em níveis acima de 5 ppm. [NIOSH, 1996]

Relativamente ao método da cromatografia gasosa, este apresenta vantagens tais como: é específico para CO, as mudanças na humidade não afectam a recolha de amostras, as unidades de amostragem são reutilizáveis e a maior parte da amostra não é destruída durante a análise (no caso de se utilizar detector PID), sendo possível a avaliação de gases potencialmente tóxicos a partir da mesma amostra. Este método apresenta também algumas desvantagens que deverão ser consideradas: as unidades de recolha de gases podem apresentar alguns inconvenientes inerentes ao seu uso e dever-se-á verificar regularmente se estas apresentam fugas, e as amostras devem ser analisadas o mais rapidamente possível. A determinação de CO poderá sofrer interferências devido a qualquer composto com um tempo de retenção semelhante ao do CO; estas interferências podem ser minimizadas através da alteração das condições operacionais.

A Tabela 30 faz um resumo das vantagens e desvantagens dos métodos enunciados acima:

Tabela 30. Síntese das vantagens e desvantagens dos principais métodos de medição do CO₂/CO.

Método	Observações	Vantagens / Desvantagens
Método de referência		
NDIR	A absorção de radiação infravermelha pelo CO ₂ ou CO numa célula de amostra é comparada com a absorção de uma célula de referência.	Vantagens: elevada sensibilidade, especificidade e capacidade de medição instantânea e em contínuo, fáceis de utilizar; Desvantagens: poderão ocorrer interferências de contaminantes que absorvam radiação infravermelha nos mesmos comprimentos de onda que o CO ₂ ou CO, interferência da humidade.
Métodos equivalentes		
Electroquímico	Amostra de ar introduzida numa célula onde a oxidação do CO ₂ ou CO produz um sinal que é proporcional à sua concentração.	Vantagens: equipamentos geralmente pequenos e portáteis, com detectores compactos que fornecem resultados imediatos; Desvantagens: as células electroquímicas sofrem algumas interferências de outros poluentes presentes, tempo de vida do sensor.
Cromatografia Gasosa	A análise de uma amostra de ar é realizada numa coluna cromatográfica e com posterior identificação e quantificação num detector FID ou PID.	Vantagens: especificidade, a alteração da humidade não afecta a recolha de amostras, as unidades de amostragem são reutilizáveis e a maior parte da amostra não é destruída durante a análise; Desvantagens: as amostras devem ser analisadas o mais rápido possível, um composto com um tempo de retenção semelhante ao CO ₂ ou CO é uma potencial interferência.
Colorimétrico	Amostra de gás é aspirada para o interior de um tubo, onde a reacção com produtos químicos irá originar a alteração de cor. O comprimento da mancha está relacionado com a concentração de CO ₂ ou CO.	Vantagens: simplicidade de operação, baixo custo inicial e a versatilidade. Desvantagens: baixa precisão e exactidão, poderão ocorrer interferências de gases comuns que reagem com os mesmos produtos químicos ou apresentam propriedades físicas similares;

A Tabela 31 apresenta um resumo do levantamento dos valores de desempenho de vários métodos de medição do CO, nomeadamente, gamas de medição, limites mínimos de detecção, precisão e exactidão:

Tabela 31. Valores de desempenho para vários métodos de medição do CO.

Método	Referência	Gama de medição	LOD	Precisão	Exactidão
NDIR	Winberry et al, 1993 EPA Methods: IP-3A	0 – 50 ppm	1 ppm	± 5%	--
	Spengler et al, 2000	1 – 100 ppm	1 ppm	± 5%	± 5%
Electroquímico	Winberry et al, 1993 EPA Methods: IP-3C	0 – 100 ppm	1 ppm	--	LCD _{out} : 0 – 500 ppm ± 10%
	Spengler et al, 2000	1 – 100 ppm	1 ppm	± 5%	± 5%
	NIOSH 6604	0 – 200 ppm	1 ppm	3,5% @ 20 ppm 1,2% @ 50 ppm 0,8% @ 100 ppm	± 6%
Cromatografia Gasosa	OSHA 210	0 – 430 ppm	0,12 ppm (em amostra de 1 mL)	--	--
Colorimétrico	Spengler et al, 2000	5 – 100 ppm	--	35 – 50 %	± 25%

Da análise da Tabela 31 é possível concluir que o método por infravermelhos é um dos mais adequados na medição do CO, pois apresenta uma grande sensibilidade e a sua selectividade é obtida preenchendo ambos os compartimentos do detector com o gás que se deseja analisar. Além disso, apresentam a capacidade de medição instantânea e em contínuo.

O método colorimétrico deverá ser utilizado apenas como indicativo da presença do gás a analisar e os resultados obtidos não devem sob qualquer circunstância ser utilizados como única evidência da presença ou ausência de um determinado contaminante; tal deve-se à baixa especificação, precisão e exactidão que estes tipos de dispositivos apresentam. O método PAS apesar de apresentar uma elevada exactidão, é raramente utilizado devido ao seu elevado custo.

Tabela 32. Características técnicas de alguns equipamentos de medição do CO₂.

Marca	Parâmetros medidos	Método	Gama de medição	Exactidão	Resolução
IQ 610 Graywolf ^(a)	COV's, CO₂ , CO, HR, Temp.	NDIR	0 a 10000 ppm	± 3% da leitura	--
7565 Q-TRAK TSI ^(b)	CO₂ , CO, HR, Temp., Veloc. do ar	NDIR	0 a 5000 ppm	± 3% da leitura	1 ppm
EVM 4 Quest Technologies ^(c)	CO₂ (mais 9 gases tóxicos), Temp., HR	NDIR	0 a 20000 ppm	± 2% da leitura	1 ppm
IQM 60 Aeroqual ^(d)	CO₂ , CO, COV's, NO ₂ , O ₃ , Temp., HR e PM	NDIR	0 a 2000 ppm	± 3% < 40ppm	1 ppm
Testo 535 ^(e)	CO₂	NDIR	0 a 9999 ppm	± 2% da leitura (0-5000ppm) ± 3% da leitura (5000-9999 ppm)	1 ppm

As Tabelas 32 e 33 permitem concluir que os equipamentos disponíveis no mercado e abrangidos por este estudo elegem o método NDIR para a análise do CO₂ e o método electroquímico para a análise do CO.

Tabela 33. Características técnicas de equipamentos de medição do CO.

Marca	Parâmetros medidos	Método	Gama de medição	Exactidão	Resolução
IQ 610 Graywolf ^(a)	COV's, CO ₂ , CO , HR, Temp.	Electroquímico	0 a 500 ppm	± 2% da leitura < 50 ppm ± 3% da leitura > 50 ppm	--
7565 Q-TRAK TSI ^(b)	CO ₂ , CO , HR, Temp., Veloc. do ar	Electroquímico	0 a 500 ppm	± 3% da leitura	0,1 ppm
IQM 60 Aeroqual ^(c)	CO ₂ , CO , COV's, NO ₂ , O ₃ , Temp., HR e PM	Electroquímico	0 a 100 ppm	< ± 2% < 20ppm < ± 10% > 20ppm	0,1 ppm
CO - 210 Fluke ^(d)	CO	Electroquímico	0 a 1000 ppm	± 5% da leitura	1 ppm

(a), (b), (c), (d) e (e): Consulta de catálogos disponibilizados na *Internet*.

6. 5 Ozono

Os dispositivos comerciais que utilizam a radiação UV na medição de ozono deverão ser usados com especial cuidado, pois poderão existir poluentes interferentes que também absorvem na radiação de 254 nm, o que irá reduzir a intensidade da luz e interferir nos resultados finais da determinação do ozono; este método pode ainda sofrer interferências de hidrocarbonetos, olefinas, mercúrio e partículas.

Um estudo experimental realizado por Hudgens et al (1994) avaliou vários aspectos dos métodos de quimiluminiscência e absorção de UV na medição de O_3 e confirmou-se a interferência do vapor de água no método de quimiluminiscência. Hudgens et al (1994) demonstrou também que alguns instrumentos de absorção UV podem dar respostas menos viáveis quando operados em condições em que a condensação de humidade pode ocorrer nas linhas de amostragem (por exemplo, um gabinete com ar condicionado durante o tempo quente e húmido). Os compostos aromáticos presentes em maiores concentrações no ar ambiente (por exemplo, benzeno, tolueno, xileno, benzaldeído) são relativamente fracos absorvedores de UV e não são eficientemente removidos pelo scrubber de O_3 ; portanto, estes compostos não apresentam interferências significativas no método UV. As vantagens da técnica de absorção de UV incluem o seu custo relativamente baixo, fiabilidade elevada, e a possibilidade de se obter dispositivos compactos e portáteis.

Ainda relativamente ao método de quimiluminiscência do etileno, a interferência da humidade pode chegar aos 11% numa leitura de O_3 de 120 ppbv. [APA, 2009; EPA, 1996]

Dependendo da sua aplicação final, os sensores electroquímicos apresentam diferentes características, nomeadamente em termos de selectividade, sensibilidade, tempo de resposta e período de vida. Estas características poderão resultar de um compromisso entre os diferentes componentes do sensor. Por exemplo, um sensor com grande sensibilidade, para medição de concentrações baixas, apresenta abertura capilar e tamanhos de poros de membrana maiores, de modo a que uma maior quantidade de gás entre no sensor. No entanto esta configuração permitirá também que moléculas de vapor de água, provenientes da solução de electrólito, escapem para o exterior, diminuindo assim o período de vida do sensor.

O método IGFF é simples, rápido e requer análise laboratorial; além disso o dispositivo de amostragem é pequeno, portátil, não contém líquidos e a preparação das amostras para análise envolve procedimentos e equipamentos simples. Uma desvantagem deste método baseia-se no facto de a presença de dióxido de enxofre (SO_2) e partículas

solúveis de compostos de nitrato interferirem quando recolhidas no mesmo IGFF; uma outra desvantagem do método é a necessidade de preparação e armazenamento dos IGFF's.

A Tabela 34 e 35 apresentam um resumo das principais características e valores de desempenho dos métodos mais usuais na medição de O_3 .

No caso do ozono o método de referência elegido pela Nota Técnica parece ser o mais indicado, apesar da desvantagem que apresenta devido às interferências de outras espécies químicas que absorvem radiação UV; no entanto, esta limitação poderá ser contornada recorrendo ao uso de um *scrubber*.

Tabela 34. Síntese das vantagens e desvantagens dos principais métodos de medição de O_3 .

Método	Observações	Vantagens / Desvantagens
Método de referência		
Fotometria de absorção no UV	Absorção de radiação ultravioleta pelo O_3 numa célula de amostra é comparada com a absorção de uma célula de referência.	Vantagens: custo relativamente baixo e fiabilidade elevada. Os dispositivos são compactos e portáteis. Desvantagens: poderão ocorrer interferências de contaminantes que absorvam radiação UV nos mesmos comprimentos de onda que o O_3 , interferências devido à humidade.
Métodos equivalentes		
Quiluminiscência	A reacção do ozono com o etileno ou NO gera produtos excitados que emitem radiação, cuja intensidade é proporcional à concentração de O_3 .	Vantagens: equipamentos geralmente pequenos e portáteis, com detectores compactos que fornecem resultados imediatos; Desvantagens: poderá ocorrer interferência da humidade, requer o uso de gases inflamáveis (etileno ou NO).
Electroquímico	A amostra de ar ao entrar na célula electroquímica provoca uma reacção que resulta num sinal eléctrica proporcional à concentração deste gás.	Vantagens: resposta rápida, dispositivo portátil; Desvantagens: interferência de outras substâncias, sensibilidade à pressão e temperatura, inadequado em concentrações baixas.
Colorimétrico	A oxidação de um determinado composto resulta na alteração da sua coloração, que é proporcional à concentração de ozono.	Vantagens: leitura directa, método simples e rápido; Desvantagens: interferência de outros poluentes, necessidade de realizar mais que uma medição.
IGFF	O ozono é recolhido em dois filtros de fibra de vidro impregnados em nitrito (NO_2^-) que é depois convertido em nitrato (NO_3^-). O nitrato é analisado através da cromatografia iónica, e calcula-se a quantidade de O_3 a partir da quantidade de nitrato convertido através de um factor de conversão.	Vantagens: simples, rápido, o dispositivo de amostragem é portátil; Desvantagens: interferência de (SO_2) e partículas solúveis de compostos de nitrato, necessidade de preparação e armazenamento dos filtros.

Tabela 35. Valores de desempenho para vários métodos de medição de O₃.

Método	Referência	Gama de medição	Limite mínimo de detecção	Precisão	Exactidão
Absorção no UV	Spengler et al, 2000	0 – 1 ppmv	1 ppbv	± 10%	± 10%
Quilimimiscência	NARSTO Measurement Methods Compendium	0 – 0,5 ppmv	0.002-0.005 ppmv	--	--
Electroquímico	Spengler et al, 2000	0,03 – 1 ppmv	0,03 ppmv	± 10%	± 10%
Colorimétrico	Spengler et al, 2000	0,03-0,3 ppmv	0,03 ppmv	± 5%	--
IGFF	OSHA 214	0,07-0,2 ppm	0.008 ppm (90L) 0.032 ppm (22,5L)	--	± 10%

A análise à Tabela 36 permite concluir que entre os equipamentos disponíveis no mercado para análise do ozono, o método mais elegido é o sensor electroquímico. Devido à possibilidade de leitura em tempo real deste tipo de sensores, estes são muito utilizados em aplicações portáteis. No entanto, estão sujeitos a interferências de outras substâncias.

Tabela 36. Características técnicas de equipamentos de medição do O₃.

Marca	Método	LOD	Gama de medição	Exactidão	Tempo de resposta	Resolução
TG 501 Graywolf ^(a)	Electroquímico	0,02 ppm	0 a 1 ppm	--	< 60 seg.	0,01 ppm
Séries 505 Aeroqual ^(b)	Electroquímico	1 ppb	0 a 1 ppm	± 0,005 ppm	< 70 seg.	0,001 ppm
EAGLE RKI ^(c)	Electroquímico	--	0 a 1 ppm	± 5% da leitura	30 seg.	--
O432 M Environnement ^(d)	Absorção UV	0,4 ppb	0 a 10 ppm	± 1% da leitura	< 20 seg.	0,001 ppm

(a), (b), (c), (d) e (e): Consulta de catálogos disponibilizados na *Internet*.

6.6 Formaldeído

Existem pelo menos 3 métodos validados para a determinação do formaldeído no ar interior:

- (a) Por amostragem em meio sólido e determinação usando HPLC (e detecção por UV) que permite medir entre concentrações de 0,025 a 2,45 mg/m³;
- (b) Por amostragem em meio sólido e cromatografia em fase gasosa, para uma gama de concentrações com um limite superior, mas com um limite de detecção menor;
- (c) Por amostragem em meio líquido e absorção atômica (visível) que permite medir entre concentrações de 1,25 a 7,5 mg/m³;

A Tabela 37 apresenta um resumo dos métodos mais comuns de amostragem do formaldeído e respectiva norma de referência:

Tabela 37. Métodos de amostragem do formaldeído.			
Método	Referência	Meio de recolha	Método Analítico
DNPH Amostrador Activo	NIOSH 2016 EPA TO-11A EPA IP-6A	Tubo adsorvente de sílica gel tratada no DNPH	Cromatografia líquida de alta pressão com detector UV
DNPH Amostrado Passivo	EPA IP-6C	Filtros de papel com sílica gel tratados com DNPH	Cromatografia líquida de alta pressão com detector UV
Colorimétrico com ácido cromotrópico	NIOSH 3500	Filtro de PTFE + 2 impingers com solução de bissulfito de sódio	Espectrofotometria de Absorção no Visível
Cromatografia gasosa	NIOSH 2541 OSHA 52	Tubo o adsorvente XAD- 2, tratado com 2- (hidroximetil) piperidina	Cromatografia gasosa com detector FID

O método da 2,4-dinitrofenilhidrazina (DNPH) tem sido o mais utilizado e fornece excelentes resultados embora apresente uma séria limitação que é a interferência do ozono, cuja presença pode consumir o DNPH e interferir com a conversão do formaldeído. Assim, quando os níveis de ozono são elevados (>0,5 ppm), o método de

amostragem passiva/activa com tubos impregnados de DNPH pode não ser a melhor escolha; as principais vantagens deste método são a facilidade de manuseamento e a sua elevada sensibilidade.

O método NIOSH 3500 (colorimetria com ácido cromotrópico) permite a amostragem de formaldeído nas fases líquida, gasosa e sólida; no entanto, a amostragem é mais difícil: o meio de recolha é um líquido difícil de manusear e durante longos períodos de amostragem pode vaporizar; além disso, utiliza ácido sulfúrico que é extremamente corrosivo. No entanto, este método requer menos tempo de amostragem, proporcionando um bom limite de detecção e embora presentes, as interferências analíticas (fenol, etanol, e outros alcoóis) são mínimas.

Relativamente ao método NIOSH 2541 (cromatografia gasosa acoplada a um detector FID), embora não existam interferências significativas observadas, misturas ácidas podem inactivar o adsorvente, levando à recolha ineficiente de formaldeído. Assim, quando se suspeita de misturas ácidas, este método pode não ser uma boa opção de amostragem.

A Tabela 38 apresenta uma síntese dos valores de desempenho de alguns dos métodos referidos neste capítulo:

Tabela 38. Valores de desempenho de vários métodos de medição do formaldeído.					
Método	Referência	Gama de medição	LOD	Precisão	Exactidão
DNPH Amostrador Activo	NIOSH 2016	0,012 a 2 ppm 0,015 a 2,5 mg/m³ (para amostra de 15 L)	0,07 µg/amostra	3,2% @ 1 a 20 µg/amostra	± 19%
	EPA IP-6A	0 – 5 ppm	0,03 µg/amostra	--	--
Colorimétrico com ácido cromotrópico	NIOSH 3500	0,02 a 4 ppm 0,025 a 4,6 mg/m³ (para amostra de 80 L)	0,5 µg/amostra	3% @ 1 a 20 µg/amostra	± 18%
Cromatografia gasosa	NIOSH 2541	0,24 a 16 ppm 0,3 a 20 mg/m³ (para amostra de 10 L)	1 µg/amostra	--	--

O método de análise de referência elegido pelo RSECE é a cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) com recolha em tubos de sílica gel tratada com a 2,4-

dinitrofenilhidrazina (DNPH). Este método tem sido o mais utilizado e fornece excelentes resultados embora apresente a limitação da interferência do ozono. A análise através da CLAE revelou-se bastante vantajosa, pois ocorre uma separação mais eficiente dos componentes da amostra. Relativamente ao detector UV, além de económico, consegue obter bons resultados com todos os compostos que absorvem luz no comprimento de onda em que ele funciona.

O método colorimétrico recorrendo aos tubos poderá revelar-se útil na identificação da presença do formaldeído, mas não se mostra suficientemente adequado devido à sua baixa precisão.

Os monitores electroquímicos além da sua simplicidade de funcionamento apresentam outras vantagens como a portabilidade, rapidez de resposta e capacidade de medição contínua. As desvantagens são o tempo de vida limitado do detector, bem como os limites de detecção e sensibilidade.

Tabela 39. Características técnicas de equipamentos de medição do formaldeído.

Marca	Método	Gama de medição	Exactidão	Tempo de resposta	Resolução
Formaldemeter htv PPM Technology ^(a)	Electroquímico	0 a 10 ppm	± 0,3 ppm	< 60 segundos	0,001 ppm
FP 30 RKI ^(b)	Fotometria	0 a 1 ppm	± 10%	15 minutos	0,01 ppm
Z-300 Formaldehyde Monitor ^(c)	Electroquímico	0 a 10 ppm	--	< 60 segundos	0,01 ppm
HAL HFX-105 Hal Tech ^(d)	Electroquímico	0 a 5 ppm	--	< 30 segundos	0,01 ppm

(a), (b), (c) e (d): Consulta de catálogos disponibilizados na *Internet*.

Os equipamentos portáteis que possibilitam a medição directa da concentração de formaldeído com base no método colorimétrico são fundamentalmente espectrofotómetros que utilizam o princípio analítico de absorção atómica (visível). Em ambientes interiores, em que as concentrações esperadas serão reduzidas, a medição directa é uma solução mais barata (não implica custos analíticos) e pode garantir a sensibilidade necessária à melhor qualidade da medição. No entanto, em ambientes em que existam potencialmente outros vapores (por exemplo, ambientes industriais) a possibilidade de interferências e consequentemente interpretações erradas das concentrações medidas, podem dever-se por exemplo à presença de outros aldeídos.

A análise da Tabela 39 permite concluir que o método electroquímico é o mais utilizado pelos equipamentos disponíveis no mercado.

6.7 COV's

Relativamente aos métodos de amostragem dos COV's, o uso de amostradores passivos apresenta as vantagens de o processo de amostragem não necessitar de energia e ser a melhor solução custo-eficiência. No entanto, é um tipo de amostrador não recomendável para longos períodos de exposição e cuja taxa de amostragem varia com o tempo.

Como foi visto anteriormente, a selecção do adsorvente é condicionada pela afinidade do mesmo com a natureza dos compostos a detectar, capacidade de adsorção e as condições ambientais. A recolha de amostras em canisters oferece uma série de vantagens:

- (a)** A integração conveniente de amostras durante um período de tempo específico (por exemplo, 24 horas);
- (b)** Facilidade de armazenamento e transporte das amostras;
- (c)** A recolha de amostras é autónoma;
- (d)** Recolha de volume de amostra suficiente para permitir a análise por vários sistemas;
- (e)** Estabilidade de armazenamento para muitos COV's em períodos de até 30 dias.

No entanto, uma das desvantagens do uso de canisters na recolha de amostras está relacionada com a possibilidade de contaminação, caso o canister não tenha sido limpo adequadamente antes de ser usado.

A Tabela 40 faz uma síntese das vantagens e desvantagens dos amostradores disponíveis para recolha de amostras de COV's:

Tabela 40. Vantagens e desvantagens de unidades de amostragem de COV's.

Tecnologia	Vantagens/Desvantagens
Canisters	<p>Vantagens: amostragem feita passivamente ou com recurso a bomba, possibilidade de armazenar a amostra;</p> <p>Desvantagens: risco de contaminação; reservatório de grandes volumes dificulta logística.</p>
Tubos adsorventes	<p>Vantagens: tubos podem ser reutilizados até 100 vezes, método simples</p> <p>Desvantagens: diferentes tipos de adsorventes são necessários para diferentes compostos.</p>

[Fonte: Spengler et al, 2000]

O Tenax TA é o adsorvente mais aconselhado para recolher compostos orgânicos não polares com pontos de ebulição no intervalo 60-250 °C, compostos aromáticos, terpenos, aldeídos, cetonas, hidrocarbonetos clorados, álcoois, ésteres e hidrocarbonetos alifáticos com cadeia de carbonos entre C₆ a C₁₈; por tal, o Tenax TA não é muito adequado para recolher metano. Apresenta uma estabilidade térmica elevada o que permite a completa desadsorção térmica dos compostos voláteis colhidos. Outra vantagem apontada a este adsorvente é a capacidade para reter uma larga gama de classes de compostos e a sua baixa afinidade para a água. Contudo, o Tenax TA não é adequado para recolher compostos orgânicos muito voláteis [Maroni et al, 1995].

A extracção da amostra para análise por solvente apresenta a vantagem de se poder efectuar mais de uma injeção na CG para a mesma amostra. A extracção ou desadsorção térmica apresenta a vantagem de conseguir uma maior sensibilidade, uma vez que toda a amostra é pré-concentrada e injectada; por outro lado tem a desvantagem de só se poder efectuar uma injeção por amostra. Um outro aspecto a considerar é o problema das amostras com humidade elevada, pois o arrefecimento da amostra no pré-concentrador pode provocar a condensação, e a introdução de água no sistema analítico pode provocar graves problemas, como a extinção da chama do detector de ionização de chama ou sobre-pressurização no detector de espectrometria de massa [Tirkkonen et al, 1995].

A detecção de COV's individuais é possível recorrendo a técnicas como a cromatografia gasosa acoplada a diferentes detectores, nomeadamente, detector de ionização de chama (FID), detector de captura de electrões (ECD) ou um espectrómetro de massa (MS). O MS tem a vantagem de ser o único a fornecer uma informação mais específica sobre a identificação dos COV's.

No que diz respeito aos detectores PID e o FID são úteis para um trabalho qualitativo, tais como a localização das fontes durante uma auditoria e na identificação dos pontos de amostragem; no método FID é detectado um maior número de COV's.

No detector PID a principal desvantagem consiste no facto de a fonte luminosa (lâmpada) requer limpeza frequente, pois é exposta directamente ao fluxo do gás.

Os monitores em tempo real são outra possibilidade de análise aos COV's e os cromatógrafos gasosos portáteis e equipamentos de infra-vermelhos são dispositivos deste género. Os detectores de infra-vermelho, que embora apresentando um modo de operação mais simples quando comparada com os cromatógrafos, estão limitados aos compostos que possuem absorção significativa nesta região do espectro. A principal vantagem dos sensores infravermelhos é que estes não entram em contacto directamente com os gases a serem detectados, ou seja, os seus componentes funcionais ficam protegidos, e somente um fluxo luminoso interage com as moléculas de gás.

A Tabela 41 apresenta um resumo das principais vantagens e desvantagens dos analisadores portáteis de COV's [Spengler et al, 2000]:

Tabela 41. Vantagens e desvantagens de analisadores portáteis de COV's.

Tecnologia	Desempenho	Vantagens/Desvantagens
CG (tempo-real)	Gama: concentrações altas Precisão: $\pm 25\%$ Exactidão: $\pm 25\%$ LOD: < 1 ppbv	Vantagens: portáteis; Desvantagens: os equipamentos portáteis podem não ser adequados para determinados compostos; mão-de-obra especializada; equipamentos caros.
Leitura directa (PID ou FID)	Gama: concentrações altas Precisão: $\pm 25\%$ Exactidão: $\pm 25\%$ LOD: < 1 ppbv	Vantagens: equipamentos portáteis; sinal em tempo real; Desvantagens: o sinal não dá informação sobre composição quantitativa da amostra, dá apenas os COV's;
Infra Vermelhos	Gama: concentrações altas Precisão: $\pm 5\%$ Exactidão: $\pm 10\%$ LOD: < 1 ppbv	Vantagens: modo de operação simples; altamente selectivos e ampla gama de medição Desvantagens: limitados aos compostos que absorvem no IV; mão-de-obra especializada.

[Fonte: Spengler et al, 2000]

O método de referência elegido pela Nota Técnica é a cromatografia gasosa com detector de massa (MS), que operando no modo SIM, o MS pode facilmente aproximar-se à mesma sensibilidade que o sistema de múltiplos detectores. Apenas a CG-MS apresenta a capacidade de identificar inúmeros compostos. A CG-FID é também um

método adequado pois detecta quase todos os compostos, no entanto, a sua resposta poderá sofrer interferências de compostos halogenados.

A análise à Tabela 42 permite concluir que o método mais elegido pelos equipamentos disponíveis no mercado actual é o PID. Tal poderá dever-se ao facto de o FID necessitar de recorrer a gases como o Hélio, Hidrogénio ou Árgon.

Tabela 42. Características técnicas de equipamentos de medição de COV's.

Marca	Método	LOD	Gama de medição	Exactidão	Tempo de resposta	Resolução
IQ 610 Graywolf (a)*	PID	5 ppb	5 a 20000 ppb	1 ppb	< 60 segundos	0,001 ppm
IQM 60 Aeroqual (b)**	PID	10 ppb	0 a 20 ppm	± 10%	--	0,01 ppm
2020 ppb PRO Photovac (c)**	PID	10 ppb	10 ppb a 40 ppm	--	< 3 segundos	0,01 ppm
ppb RAE PLUS (d)**	PID	--	10 a 99,9 ppm	± 1% da leitura	< 5 segundos	0,1 ppm

(a), (b), (c), (d) e (e): Consulta de catálogos disponibilizados na *Internet*.

* PID's com lâmpadas de 10.6 eV não respondem a COV's com potencial de ionização (IP) >10,6, como o etano, metano ou formaldeído. No entanto, respondem à grande maioria dos COV's.

** Gás de calibração usado é o isobutileno.

6.8 Radão

Uma medição de curto-prazo do radão utilizando um detector de carvão activado ou uma câmara de ionização, pode fornecer uma primeira indicação da concentração média de radão numa casa. Contudo, as variações diurnas e sazonais deverão ser tomadas em consideração quando se executam este tipo de medições. Uma vez que as concentrações elevadas de radão ocorrem comumente durante os períodos em que as casas estão fechadas (isto é, janelas fechadas, não existe ventilação), a medição de curto-prazo realizada durante este período ou estação, pode sobrestimar a concentração média de radão. Do mesmo modo, uma medição de curto-prazo realizada durante um período em que a ventilação tenha aumentado, pode subestimar substancialmente a concentração média anual de radão. Para avaliar a concentração média anual de radão dentro de uma casa, os dispositivos que proporcionam um longo prazo de medição radão integrados são os preferidos [WHO, 2009].

A Tabela 43 apresenta uma síntese das principais características dos dispositivos de medição do radão em ambientes interiores:

Tabela 43. Características de equipamentos de medição de radão.

Tipo de Detector	Passivo ou Activo	Período de amostragem	Custo	LOD
Detectores sólidos de partículas alfa	Passivo	1 - 12 meses	Baixo	30 Bq/m ³ para 1 mês de amostragem
Detector de carvão activado	Passivo	2 - 7 dias	Baixo	20 Bq/m ³ para 2 a 7 dias de amostragem
Câmara de ionização	Passivo	2 - 15 dias 3 - 12 meses	Médio	--
Monitores electrónicos	Activo	2 dias - anos	Médio	20 Bq/m ³ para 7 dias de amostragem
Monitores contínuos de radão	Activo	1 hora - anos	Elevado	5 Bq/m ³

[Fonte: WHO Handbook on indoor radon – a public health perspective, 2009]

Os dispositivos mais utilizados são os detectores sólidos de partículas alfa, as câmaras de ionização, e os detectores de carvão activado. Os dispositivos activos requerem o uso de uma bomba, enquanto que os dispositivos passivos não necessitam de energia eléctrica ou de uma bomba. A principal diferença entre estes consiste no facto de que os dispositivos activos têm a capacidade de medir a concentração e as flutuações do gás radão durante o período de medição.

Os detectores sólidos apresentam vantagens como: são baratos, insensíveis à luz, às partículas beta e radiações gama, não necessitam de bomba, o registo permanente dos traços revelados, a boa eficiência de detecção e a possibilidade de medição da concentração média num período de 12 meses (concentração de longo-prazo). Apresentam as desvantagens de necessitarem de processamento laboratorial após recolha de partículas, períodos longos de amostragem (3 meses no mínimo) e erros de precisão, particularmente em espaços com concentrações baixas. Além disso, este tipo

de detectores apresenta a limitação de que a partir do momento em que é fabricado, está exposto a elementos e partículas alfa provenientes de contaminantes naturais presentes nos ambientes. Ao utilizar os detectores plásticos de traços, os mesmos possuem traços latentes que após o ataque químico coexistirão com os traços provenientes da radiação que se medir. A quantidade de traços presente no detector, antes de sua utilização, é denominada de background. Para minimizar a contaminação de traços nos detectores, estes devem ser mantidos em sacos aluminizados, devidamente selados para impedir que registem traços enquanto armazenados para os procedimentos experimentais.

Para diminuir a deposição dos produtos de decaimento do ^{222}Rn sobre o detector, a solução encontrada foi fabricar a câmara com fibra de carbono de alta condutividade eléctrica. Com isso, a deposição dos produtos indesejados (*plate-out*) no detector será feita preferencialmente nas paredes da câmara. Existe uma membrana de fibra de vidro na câmara de difusão que além de impedir a entrada do ^{220}Rn , também impede a entrada dos produtos de decaimento do radão que se encontram em suspensão no volume de ar do recipiente. Assim os traços registados pelo detector plástico no interior da câmara são apenas dos átomos do ^{222}Rn .

Ao contrário dos detectores de traços, os detectores de carvão não são realmente detectores de radão e dos seus produtos de decaimento. Basicamente são adsorventes que recolhem o radão para contagem de radiações gama. Estes detectores apresentam vantagens como: custo reduzido, práticos e fáceis de usar, são passivos (não requerem uso de bombas), e com análise apropriada podem fornecer resultados satisfatórios. No entanto, para avaliações de longos períodos, os detectores de traços são os mais adequados.

Os monitores electrónicos, apesar de bastante versáteis, são também equipamentos caros.

Tabela 44. Características técnicas de equipamentos de medição do radão.

Marca	Princípio de detecção	Gama de medição	Tempo de resposta	Resolução
RADONIC 01 ^{(a)*}	Câmara de ionização	50 a 12.000 Bq/m ³	Primeira medição mostrada em 5 minutos	1 Bq/m ³
Radim 3A Rádon Analytics ^{(b)**}	Análise de detectores	30 a 150.000 Bq/m ³	30 minutos	--
PQ 2000-PRO Alpha Guard ^{(c)**}	Câmara de ionização	2 a 200.000 Bq/m ³	10 a 30 minutos	1 Bq/m ³

(a), (b), (c), (d) e (e): Consulta de catálogos disponibilizados na *Internet*.

Relativamente ao método referenciado pela Nota Técnica para a medição do radão, os detectores passivos são os dispositivos elegidos. São simples de usar, de custo baixo, e fornecem informação sobre o valor médio a que estiveram submetidos. Uma desvantagem destes detectores é a necessidade de serem enviados para um laboratório para posterior análise e o longo período de amostragem necessário.

A análise à Tabela 44 revela que a câmara de ionização é um dos métodos de medição em tempo real mais utilizados pelos equipamentos disponíveis no mercado. São geralmente dispositivos que possibilitam saber a concentração de radão em pouco tempo (5 a 30 minutos). No entanto, estes equipamentos deverão ser utilizados com precaução, pois não são representativos da variação temporal da concentração do radão interior.

6. 9 Bioaerossóis

As principais vantagens do impactor de fenda são: a rapidez de análise e o custo reduzido. As principais desvantagens são a possível dificuldade de se observarem as estruturas dos microorganismos e a impossibilidade de identificar os organismos, é portanto um método quantitativo.

Relativamente ao impactor de Andersen, a principal desvantagem deste método consiste na perturbação do fluxo natural do ar que é geralmente laminar, causada pela sucção deste pelo amostrador activo, criando regiões de turbulência nas suas imediações. Além disso, apresenta também o inconveniente do tempo requerido para o crescimento das colónias e a possível sobreposição destas, resultando na sub estimativa do número de microorganismos na amostra.

O amostrador Andersen de seis estágios tem como vantagens a separação entre os tamanhos das partículas entre os seis estágios e o facto das mesmas caírem directamente sobre o meio de cultura suprimindo passos como diluir e semear. O impacto gerado pela recolha, a aglomeração de microorganismos e a atracção electrostática na placa de Petri são as principais desvantagens do aparelho; esta última pode ser contornada utilizando-se placas de vidro ao invés de placas descartáveis.

O método de contagem em placa é considerado a técnica mais utilizada para determinar o tamanho de uma população bacteriana ou fúngica. A grande vantagem deste método é que as células viáveis são quantificadas. Neste método considera-se que cada colónia foi gerada a partir de um organismo individual ou conjunto de organismos, definidos como unidade formadora de colónias (UFC). Além disso, esta metodologia permite o posterior isolamento dos microorganismos para a sua identificação.

A principal vantagem do Impinger é a possibilidade de se homogeneizar a amostra antes de se distribuir em placas, possibilitando uma melhor contagem dos indivíduos. Além disso, uma única amostra pode ser inoculada em diferentes meios de cultura e sujeita a análises químicas e de toxinas. A principal desvantagem deste método consiste na dificuldade de recolher amostras consecutivas, necessitando para cada uma delas um novo recipiente com solução líquida, o que torna o método pouco prático para uso em campo; existe também o problema da diminuição da viabilidade dos microorganismos durante a recolha devido ao impacto e à hidrofobicidade causados dentro do aparelho, sendo que esta pode gerar choque osmótico. [Degobbi et al, 2008]

De um modo geral as metodologias possuem algumas limitações: apenas 0,1 a 10% dos microrganismos presentes no ar são detectáveis em cultura, condições de stress levam ao ressecamento e paralisação da replicação (apesar dos fungos serem mais resistentes ao stress), o crescimento em cultura depende das condições de incubação, meio de cultura utilizado e densidade de colónias nas placas, esporos de fungos não cultiváveis ou danificados durante a amostragem, bem como fragmentos de hifas não são detectáveis em cultivo. [Degobbi et al, 2008]

A amostragem por um impactor de Andersen de seis estágios parece ser a mais adequada, pois possibilita a separação entre os tamanhos das partículas entre os seis estágios e o facto das mesmas caírem directamente sobre o meio de cultura suprime passos como diluir e semear. O método de contagem em placa é considerado a técnica mais utilizada para determinar o tamanho de uma população bacteriana ou fúngica. A grande vantagem deste método é que as células viáveis são quantificadas.

Portanto, todas estas metodologias apresentam várias vantagens e desvantagens associadas, a Tabela 45 apresenta um resumo destas características:

Tabela 45. Vantagens e limitações dos métodos utilizados para determinação de microrganismos.

Método de colheita	Vantagens	Limitações	Ambientes
Filtração (Filtros de gelatina ou F. de polycarbonato)	<ul style="list-style-type: none"> - Possível identificar as espécies cultiváveis isoladas; - Baixo limite de detecção; - Agregados são dispersos; - É possível colher a fracção inalável. 	<ul style="list-style-type: none"> - Fraco para estimar efeitos tóxicos ou alérgicos; - Pouco adequado para substituir métodos não baseados na cultura; - Células bacterianas vegetativas podem morrer; - A precisão é pobre; - Trabalhoso. 	<ul style="list-style-type: none"> - Adequado a ambientes com esporos de fungos no ar; - A identificação das espécies é necessária para verificar a fonte;
Impacto em meio semisólido (agar)	<ul style="list-style-type: none"> - Possível identificar as espécies cultiváveis; - Baixo limite de detecção; - Alguns equipamentos permitem a separação de acordo com a granulometria dos bioaerossóis. 	<ul style="list-style-type: none"> - Fraco para estimar efeitos tóxicos ou alérgicos; - Pouco adequado para substituir métodos não baseados na cultura; - Apenas permite colheitas estáticas; - Colheita muito curta; - Perda das partículas maiores; - Agregados são contados como uma única colónia; - Só pode ser utilizado um meio de cultura de cada vez; - Precisão é pobre; - Trabalhoso. 	<ul style="list-style-type: none"> - Adequado a ambientes com concentrações relativamente baixas de microrganismos; - Na identificação das fontes é importante conhecer as espécies presentes; - Identificação no ar interior.
Absorvedores ou impingers (meio líquido)	<ul style="list-style-type: none"> - Identificação das espécies cultiváveis; - Os agregados são dispersos; - As amostras podem ser cultivadas em diferentes meios; - Longo tempo de colheita quando comparado com "impactors". 	<ul style="list-style-type: none"> - Fraco para estimar efeitos tóxicos ou alérgicos; - Pouco adequado para substituir métodos não baseados na cultura; - Maioritariamente equipamentos para colheitas estáticas; - Colheita curta comparada com a colheita em filtros; - Perda das partículas maiores; - Agregados são contados como uma única colónia; - Precisão é pobre; - Trabalhoso. 	<ul style="list-style-type: none"> - Aplica-se à maioria dos ambientes; - Permite a identificação das espécies; - Identificação no ar interior.

[Fonte: Nota Técnica NT-SCE-02, 2009]

A Tabela 46 apresenta alguns equipamentos disponíveis para amostragem de bioaerossóis, bem como os métodos e os fabricantes ou distribuidores:

Tabela 46. Equipamentos e respectivos métodos de amostragem de bioaerossóis.

Método	Equipamento	Fabricante / Distribuidor
Impactor Inércia	Air-O-Cell	ZAA / SKC
	Allergenco Air Sampler (MK-3)	ALL
	Andersen Sampler, 1-, 2- ou 6-estágio	AND
	Burkard Sampler	BUR
	Casella Airborne Bactéria Sampler (MK-II)	CAS
	Mattson-Garvin Slit Sampler	BAR
	Rotorod	SAM
	Surface Air Sampler	PBI / SPI
Impactor Centrífugo	BioSampler	SKC
	Reuter Centrifugal Sampler (RCS)	BIO
Impingers	AGI-4, AGI-30	AGI / HAM / MIL
	BioSampler	SKC
Filtração	37-mm Cassette	CCO / MIL / SKC
	Button Sampler	SKC

[Fonte: Baron et al, 2001]

O amostrador Andersen de 6 estágios é dos equipamentos mais utilizados; permite a caracterização de bioaerossóis em gamas de tamanhos específicas. Por vezes, quando a concentração de bioaerossóis é elevada, muitas partículas podem depositar-se sob cada orifício de impacto e apenas um dos organismos poderá desenvolver, impedindo que os restantes formem colónias viáveis, ou então poderá ocorrer o crescimento de vários organismos numa só colónia. Nestes casos, a concentração de bioaerossóis poderá ser determinada estatisticamente pelo método de conversão descrito por Andersen [Baron et al, 2001].

7. CONCLUSÕES E TRABALHO FUTURO

O presente trabalho teve como objectivo principal analisar os métodos adoptados actualmente nas auditorias à QAI no âmbito do RSECE-QAI. Para tal, foi feito um levantamento das vantagens, desvantagens e limitações dos métodos de referência e equivalentes enunciados por este documento legislativo. A descrição dos princípios de funcionamento e análise das limitações de cada método permitiu apresentar um estudo resumo, que pretende ser mais uma ferramenta de apoio à preparação da auditoria e escolha de métodos para cada caso de estudo.

Além disso, foi feita uma análise a alguns equipamentos disponíveis no mercado, de modo a estabelecer-se uma comparação entre os métodos referenciados pelo RSECE, os métodos indicados como equivalentes, e os métodos mais utilizados pelos equipamentos que foram alvos de estudo neste trabalho.

Foi possível concluir que a eficácia das medições pode variar se for utilizado um método passivo ou activo, se o instrumento for um amostrador, um analisador de medição em tempo real, ou um aparelho de leitura directa, e se a leitura é contínua ou pontual. No entanto, seja qual for o método adoptado, existem sempre limitações inerentes ao seu uso.

Os métodos equivalentes utilizados para medição de poluentes deverão ter uma elevada correlação com os métodos de referência, de forma a garantir a maior exactidão e viabilidade dos resultados. É considerada válida a utilização de qualquer método equivalente referido pelo RSECE, desde que se demonstre que os resultados obtidos são equivalentes aos resultados provenientes do método de referência. Para tal são definidos critérios de determinação da equivalência entre o método de referência e os métodos equivalentes, de forma a determinar o factor de equivalência a aplicar aos resultados obtidos com os métodos contínuos. Estas diferenças devem ser avaliadas através de exercícios de inter-comparação e podem ser corrigidas aplicando os factores de correcção determinados dentro dos parâmetros definidos.

Os analisadores de medição contínua podem ser instalados num local para a monitorização em contínuo de poluentes específicos, funcionando como estações fixas de monitorização. Além disso, estes analisadores apresentam potenciais vantagens, tais como: redução do número de visitas ao local a ser avaliado, e consequentemente, redução de custos de operação; identificação da necessidade de aumentar a frequência de amostragem, com um método de referência ou equivalente com fim de fazer comparações viáveis; avaliação de concentrações em tempo real, o que possibilita emitir alertas ou implementar estratégias de controlo periódico; definição de zonas de

representação dos pontos de controlo e zonas de influência das fontes de poluição; e por último, permitem compreender a física e a química de altas concentrações de PM_{10} e $PM_{2,5}$.

Os amostradores passivos são simples de usar; no entanto, necessitam de análises de laboratório para determinar a concentração do contaminante, e geralmente requerem tempos de amostragem longos (dias). Um amostrador activo, tal como, os tubos de amostragem por colorimetria, não são dispendiosos e permitem medições pontuais no local para CO , CO_2 , e outros poluentes específicos. Estes métodos de medição simples podem ser utilizados por não especialistas, tal como o operador do edifício ou o gestor da propriedade. Estas medições são fáceis e de executar, tais como os instrumentos de leitura directa que podem ser empregues para a verificação das concentrações pontuais dos poluentes. Apesar de todas estas vantagens, têm uma sensibilidade muito limitada para a generalidade das substâncias químicas.

Os sensores electroquímicos possibilitam a medição da concentração gasosa de vários gases, uma vez que alterando-se o electrólito, os eléctrodos e o material a ser oxidado é possível a obtenção de sensores de medição de mais de 30 gases diferentes. Além disso, os analisadores electroquímicos são geralmente pequenos e portáteis, com detectores compactos que fornecem resultados imediatos, observados em medidores digitais ou analógicos. Mas, tal como todos os métodos, apresenta limitações: os sensores electroquímicos desgastam-se com o tempo, principalmente quando expostos a condições de humidade e temperatura elevadas, e sofrem algumas interferências que poderão reflectir-se em resultados menos exactos.

Devido à sua alta selectividade, fiabilidade e durabilidade, os sensores infravermelhos podem ser utilizados na detecção e monitorização de diversos gases. Geralmente, para gases tóxicos e combustíveis os instrumentos de detecção infravermelhos são os mais utilizados e requerem menos manutenção. O método por infravermelhos NDIR apresenta uma elevada selectividade preenchendo ambos os compartimentos do detector com o gás que se pretende analisar. O instrumento é altamente selectivo porque o aquecimento do gás do detector ocorre apenas com a estreita porção do espectro que é absorvida. A determinação de qualquer gás que absorva no IV pode ser feita; requer no entanto mão-de-obra especializada.

A cromatografia gasosa é um método físico de separação, no qual os componentes a serem separados são distribuídos entre duas fases: a fase estacionária e a fase móvel. Devido à sua simplicidade, sensibilidade e efectividade para separar os componentes de misturas gasosas, a cromatografia gasosa é um método bastante utilizado na

determinação de inúmeros gases, e particularmente, na determinação de COV's individuais. Além disso, a cromatografia gasosa pode ser acoplada a diversos detectores (PID, FID, MS, etc.), mas apenas o detector MS permite a identificação dos componentes. Os restantes detectores quantificam o que chega em cada momento ao detector e a identificação é feita com base nos tempos de retenção dos diferentes compostos, por comparação dos tempos de retenção de compostos puros.

Relativamente aos detectores FID e PID foi possível concluir sobre as principais diferenças entre estes: o FID apresenta uma gama de medição típica entre os 1 a 50000 ppm, enquanto que o PID mede concentrações entre 1 ppb a 4000 ppm; portanto, o PID consegue detectar níveis de concentração mais baixos que o FID, no entanto, o FID apresenta uma resposta mais linear na presença de elevadas concentrações. Relativamente à presença de valores de humidade elevados, geralmente o FID não é afectado; o PID pode sofrer interferências devido à humidade. Além disso, o FID necessita da presença de um gás para a chama, o que leva à destruição da amostra após a análise, enquanto que no PID, tal não se verifica.

No que diz respeito aos métodos de análise dos bioaerossóis é possível concluir que, apesar de actualmente existirem já métodos relativamente fiáveis, existem ainda alguns obstáculos a ultrapassar. A confirmação da existência de microorganismos (sejam eles bactérias ou fungos) apenas é possível após o período de incubação e a utilização de meios selectivos permite separar bactérias de fungos, no entanto, nunca se tem 100% de garantias que no meio específico para fungos não crescem bactérias e vice-versa.

Da análise feita aos equipamentos disponíveis no mercado e aos diversos métodos de amostragem existentes, foi possível concluir que a oferta é grande e a quantidade de equipamentos para este efeito é ainda maior. A escolha de equipamentos para amostragem de um conjunto de parâmetros engloba um grande número de factores, que deverão ser avaliados de acordo com os objectivos da amostragem, de modo a que a relação custo – benefício seja maximizada, bem como a fiabilidade e tempo de obtenção dos resultados.

Em avaliações da QAI, a portabilidade do equipamento é importante, devido aos inúmeros espaços interiores existentes e ao seu reduzido tamanho (comparativamente ao exterior), pelo que a opção por analisadores pequenos e de fácil transporte é um factor essencial a ter em conta. Uma vez que as amostragens poderão ter que ser realizadas durante períodos de ocupação dos espaços interiores, para além das suas dimensões, o ruído provocado pelo funcionamento dos amostradores é outro factor importante a ter em conta, de modo a não perturbar a normal utilização dos espaços.

Quando o objectivo se prende com a averiguação da conformidade de um edifício, através da comparação com valores máximos de concentração estabelecidos, como é o caso do RSECE, há que garantir que o equipamento de amostragem tenha um limite de detecção dos poluentes abaixo destes valores e, que tenha uma gama de funcionamento e sensibilidade/resolução adequada para determinar as concentrações desta ordem de grandeza. O tempo de amostragem e de obtenção de resultados é também um factor a considerar, pois para além de implicações financeiras pode causar outro tipo de constrangimentos aos ocupantes, por exemplo, ao condicionar o uso do espaço.

O objectivo da amostragem e os efeitos de cada poluente na saúde são outros importantes factores a considerar. Objectivos distintos tais como a avaliação a uma exposição média ou à pior situação, terão estratégias de amostragem diferentes. Do mesmo modo, a amostragem de poluentes com efeitos crónicos deve ter uma abordagem diferente daqueles com efeitos agudos, devendo os primeiros ter, preferencialmente, durações de amostragem mais longas.

Quando se realiza uma avaliação da QAI devem ser identificados locais e pontos de amostragem que sejam representativos da qualidade do ar do edifício em causa, e portanto, devem ser consideradas as fontes dos poluentes, a natureza e a taxa de renovação do ar e os factores que possam contribuir para a variação espacial das concentrações. Deverão também ser analisados uma série de factores desde a compartimentação, à ocupação, a existência de queixas, localização das UTA's (unidades de tratamento de ar). Uma questão que continua em aberto é a necessidade de medição em vários pontos simultaneamente, ou na impossibilidade de tal, deverá ser escolhido um ponto crítico; não é possível portanto garantir que os resultados obtidos numa medição se mantenham. Caso haja necessidade de medição simultânea, deverá ser feita uma inter-comparação entre os equipamentos para certificar que estes obtêm resultados idênticos.

De um modo geral, foi possível concluir que os métodos de referência e equivalentes elegidos pelo RSECE são adequados, com o rigor e nível de exigência necessários ao compromisso objectivo/custo. A credibilidade do todo o sistema e procedimentos de auditoria à QAI irá passar forçosamente pela criação de um sistema de acreditação metrológica, de modo a assegurar a rastreabilidade e comparação dos equipamentos utilizados nas medições. Para tal dever-se-á estabelecer critérios de aceitação para diversos instrumentos de medição, nomeadamente, a periodicidade das calibrações, a identificação de todas as fontes de incerteza envolvidas no processo de medição, a determinação do erro e o valor da incerteza da medição.

ANÁLISE AO RSECE E NOTA TÉCNICA

No contexto deste estudo foi também feito um levantamento das principais lacunas do RSECE e dos guias orientadores, nomeadamente, a Nota Técnica NT-SCE-02, de 2 de Setembro de 2009, e o Guia Técnico da APA.

Num contexto nacional o RSECE entrou em vigor em 2006, no entanto, um conjunto de acontecimentos determinantes nesta matéria veio dificultar a implementação do Regulamento em Portugal, nomeadamente confirmações da parte da OMS relativas aos potenciais efeitos cancerígenos do fumo ambiental do tabaco e do formaldeído, e a tentativa de conciliar a QAI com a energia e ventilação, que estão sem dúvida interrelacionadas. Houve portanto dificuldades associadas à elaboração da Nota Técnica e das metodologias a seguir, dependendo de factores como a multiplicidade das características de cada espaço, da sua ocupação, localização, finalidade.

Além disso, considera-se que foram excluídos alguns compostos poluentes do ar interior que são importantes para caracterização da QAI. Segundo estudos epidemiológicos realizados e regulamentação adoptada noutros estados-membros, como por exemplo os óxidos de azoto e o amianto não são ainda contemplados pelo RSECE. Ainda relativamente aos poluentes, existem algumas diferenças significativas entre os valores estabelecidos para as concentrações máximas de referência para alguns poluentes (RSECE) e as *guidelines* publicadas pela OMS, nomeadamente para o caso das partículas PM₁₀ e O₃; além disso no RSECE não há referência aos tempos de exposição, pelo que é difícil estabelecer uma comparação (ver Tabela 8).

No caso específico dos COVT's, no caso de terem sido registadas não conformidades deverá repetir-se a análise usando o método de referência tendo em vista identificar e quantificar os COV's individualmente, e comparar com os valores constantes nos documentos do quadro 7, nomeadamente, com a "NP 1796:2007-Segurança e Saúde do Trabalho – Valores limite de exposição profissional a agentes químicos" que apresenta valores para ambiente industrial com ordens de grandeza cerca de 100 a 1000 vezes superiores aos valores normalmente medidos em ambientes interiores.

O RSECE ao definir apenas as concentrações máximas de referência deixa em aberto algumas questões sobre a abordagem a estas concentrações, nomeadamente, a omissão em termos de referência dos períodos temporais a que se referem os valores de concentração máxima dos poluentes; o risco associado à exposição está claramente relacionado com a concentração e o tempo de exposição à mesma, e portanto faz todo o sentido que os valores sejam referidos a alguma escala temporal. Se estas concentrações forem interpretadas como sendo aquelas que ocorrem durante a pior

situação possível de acontecer, a amostragem de um poluente deve ser efectuada durante o período em que a fonte de emissão está activa e/ou os factores que influenciam a sua intensidade são máximos.

Actualmente não existe informação suficiente para que estejam estabelecidos valores limite para todos os poluentes. Existem alguns compostos eleitos como sendo os mais nocivos e os mais relevantes para a Qualidade do Ar Interior para os quais são sugeridos alguns valores, mas tendo sempre em conta que são valores sugeridos à luz do conhecimento científico actual, e que novos desenvolvimentos poderão vir a alterar essas propostas. A lista de substâncias e respectivos valores limite de exposição que constam do RSECE devem ser regularmente revistos e deverão ser reponderados assim que surgirem novas evidências científicas sobre os efeitos na saúde pública. De notar que os valores limite de exposição devem ser entendidos como o último valor a atingir e não como a existência de uma permissividade até que se atinja o valor máximo; deve-se antes tentar manter sempre o nível de poluição mais baixo possível.

No caso dos fungos o valor de 500 UFC/m³ poderá ser admissível se apenas considerarmos os fungos mais comuns. As restantes espécies não devem existir em concentrações superiores a 50 UFC/m³ isoladamente, e não se deve tolerar a presença de fungos patogénicos como é o caso do *Histoplasma capsulatum*, *Cryptococcus neoformans*, *Aspergillus fumigatus*, *Stachybotris chartarum*, entre outros. Por esta razão, devem ser identificadas as espécies presentes caso a caso e comparar com o exterior.

TRABALHO FUTURO

Ao longo do trabalho de pesquisa inerente a esta tese, verificou-se uma evolução dos métodos e equipamentos de avaliação da QAI. No entanto, parâmetros como os COV's e microorganismos continuam a apresentar desafios inerentes aos métodos adoptados nas suas análises:

- No caso dos COV's, devido à diversidade de compostos pertencentes a este grupo e no sentido de se conseguir um equipamento de auditoria com uma relação custo/eficiência adequada, actualmente medem-se os COVT's com um aparelho de medição directa. Caso o valor exceda as referencias limite do RSECE deve ser feita uma medição mais detalhada através de cromatografia gasosa e espectrometria de massa para determinar os componentes. Num trabalho futuro seria interessante o desenvolvimento de uma metodologia que permita abordar um grupo de COV's mais comuns de encontrar num ambiente interior e desenvolver métodos expeditos para a sua análise.

- No caso dos microorganismos, as limitações associadas ao tempo de espera associado à incubação e o erro associado à contagem de colónias, poderia ser ultrapassado com o desenvolvimento de um equipamento que permita determinar "*in loco*" a quantidade de fungos e bactérias presentes num caudal de volume amostrado.
- Tendo em conta todos os poluentes apresentados neste estudo e suas implicações na QAI e saúde, o estudo e implementação da integração de sistemas de monitorização e controlo de poluentes no planeamento da construção dos espaços habitacionais, poderia ser uma mais-valia na avaliação da QAI.

BIBLIOGRAFIA

Ali, H. H.; Almomani, H. M.; Hindeih, M., 2009. Evaluating Indoor Environmental Quality of Public School Buildings in Jordan, *Indoor and Built Environment*, Ed. 18, pp. 66-76.

APA, Agencia Portuguesa do Ambiente – Laboratório de Referencia do Ambiente, 2009. Qualidade do ar em espaços interior – Um guia técnico.

APA, Agencia Portuguesa do Ambiente – Laboratório de Referencia do Ambiente, 2008. Determinação do factor equivalência entre método referência e automático PM10 – Estação de Referencia do Ambiente

^(a) American Society for Heating, Refrigerating and Air – Conditioning Engineers, Inc. (ASHRAE) - ASHRAE Standard 55, 2004. Thermal Environmental Conditions for Human Occupancy. Atlanta (USA).

American Society for Heating, Refrigerating and Air – Conditioning Engineers, Inc. (ASHRAE) - ASHRAE Standard 62, 2004. Ventilation for acceptable indoor air quality. Atlanta (USA).

American Society for Heating, Refrigerating and Air – Conditioning Engineers, Inc. (ASHRAE) - ASHRAE, 1997. ASHRAE Handbook-Fundamentals, Atlanta (USA).

ASTM (American Society for Testing Materials), 2000. Standard test method for determining air change in a single zone by means of a tracer gas dilution.

Baptista, F. J.; Bailey, B. J.; Randall, J. M.; Meneses, J. F., 1999. Greenhouse Ventilation Rate: Theory and Measurement with Tracer Gas Techniques, *J. Agric. Engng Res.*, Ed. 72.

Baron, P. A.; Willeke, K., 2001. Aerosol Measurement: Principles, Techniques and Applications. Second Edition, Wiley-InterScience, Inc.

Bloemen, H. J. Th.; Burn, J., 1993. Chemistry and analysis of volatile organic compounds in the environment. Dutch Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), The Netherlands. Blackie Academic & Professional.

Bluyssen, P. M., 2008. Management of the Indoor Environment: from a Component Related to an Interactive Top-down Approach, *Indoor and Built Environment*, Ed. 17, pp 483-495.

Burroughs, B.; Hansen, S., 2008. Managing Indoor Air Quality, Fourth Edition. Fairmont Press, Inc.

Cardoso C., 2008. Desenvolvimento da Janela Eco Eficiente. Dissertação de Mestrado, Universidade do Minho. Guimarães.

Carvalho, A.; Morais, J.; Pio, C.; Salgueiro, E. L., 1999. Intercomparação de métodos para determinação da concentração mássica de partículas na atmosfera, 6ª Conferência Nacional sobre a Qualidade do Ambiente.

Center for Environmental Research Information Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 1999. Determination of PM₁₀ in ambient air using the Andersen continuous beta attenuation monitor - Compendium of Methods

for the Determination of Inorganic Compounds in Ambient Air.

Chao, C. Y.; Chan, G. Y.; Ho, L., 2001. Feasibility Study of an Indoor Air Quality Measurement Protocol on 12 Parameters in Mechanically Ventilated and Air-Conditioned Buildings, Indoor and Built Environment, Ed. 10, pp 3-19.

Clausen, G.; Oliveira Fernandes, E., 1997. Final Report, European Data Base on Indoor Air Pollution Sources in Buildings. European Commission (DGXH), Brussels.

Cox, C., 2005. Health Optimisation Protocol for Energy-efficient Buildings, Final Report.

de Dear, R.; Brager, G.; Cooper, D., 1997. Developing an Adaptive Model of Thermal Comfort and Preference, Sydney: Macquarie Research Ltd., Macquarie University.

Degobbi, C. M.; Gambale, W., 2008. Síndrome dos Edifícios Doentes: Aspectos microbiológicos, qualidade do ar em ambientes interiores e legislação brasileira, Revista abrava, Ed. 262.

Dunlea, E. J.; Herndon, S. C.; Nelson, D. D.; Volkamer, R. M.; Lamb, B. K.; Allwine, E. J.; Grutter, M.; Villegas, C. R. R.; Marquez, C.; Blanco, S.; Cardenas, B.; Kolb, C. E.; Molina, L. T., 2006, Technical note: Evaluation of standard ultraviolet absorption ozone monitors in a polluted urban environment, Atmospheric Chemistry and Physics, Ed. 6, pp. 3163–3180.

ECA (European Collaborative Action "Indoor Air Quality and its Impact on Man"), 1991. Effects of indoor air pollution on human health. Report Nr.10

ECA (European Collaborative Action "Indoor Air Quality and its Impact on Man"), 1995. Radon in Indoor Air, Report Nr.15.

ECA (European Collaborative Action "Indoor Air Quality and its Impact on Man"), 1993. Biological Particles in Indoor Environments, Report Nr. 12.

ECA (European Collaborative Action "Indoor Air Quality and its Impact on Man"), 1989. Strategy for sampling chemical substances in indoor air, Report No 6.

European Commission, Working Group on Particulate Matter, 2002. Guidance to Member States on PM₁₀ Monitoring and Intercomparisons with the Reference Method.

European Commission, 2005. Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU - The INDEX project, Final Report.

EPA, 2008. Care for your air: A Guide to Indoor Air Quality.

EPA ^(a), 1996. National Center for Environmental Assessment Office of Research and Development. Air quality criteria for ozone and related photochemical oxidants, Volume I of III.

EPA, 1998. Guidance for using continuous monitors in PM_{2.5} monitoring networks. Office of Air Quality Planning and Standards U.S. Environmental Protection Agency.

EPA, 1999 ^(b). Compendium Method TO-15: Determination Of Volatile Organic Compounds (VOCs) In Air Collected In Specially-Prepared Canisters And Analyzed By Gas Chromatography/ Mass Spectrometry (GC/MS).

EPA, 1999 ^(c). Compendium Method TO-17: Determination of Volatile Organic Compounds in Ambient Air Using Active Sampling Onto Sorbent Tubes.

EPA, 2008. Air Toxics - Monitoring Methods, Volatile Organic Compounds in Ambient or Indoor Air - EPA TO-14A, TO-15, and IP-1A, <http://www.epa.gov/ttn/amtic/airtox.html>.

EPA, 2004. Determination of formaldehyde and other aldehydes in indoor air: Method IP-6A-Active Sampling Using a Solid Adsorbent Trap and Method IP-6C-Passive (Diffusive) Sampler.

Falvey, D. G.; Streifel, A. J., 2007. Ten year air sample analysis of *Aspergillus* prevalence in a university hospital. Journal of Hospital Infection, nº 67, vol. 1, Elsevier.

Fang, L.; Glausen, G.; Fanger, P. O., 1998. Impact of temperature and humidity on perception of indoor air quality during immediate and longer whole body exposures, Indoor Air, Ed. 8, pp. 276-284.

Fanger O., 1988. The olf and decipol. ASHRAE J.

Fanger, O., 1996. The philosophy behind ventilation: past, present and future. Indoor Air 96: the 7th International Conference on Indoor Air Quality and Climate. Nagoya, Japan, July 21-26, 1996.

Federal Provincial Working Group on Indoor Air Quality in the Office Environment, 1995. Indoor Air Quality in Office Buildings: A Technical Guide; Canada.

Figueiredo, C.; Frota, A., 2007. Ventilação natural para conforto térmico em edifícios de escritórios – avaliação com modelos adaptativos.

Fior, L., 2008. Análise da concentração de radônio proveniente dos materiais de construção. Dissertação de Mestrado, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Curitiba, Programa de Pós-graduação em Engenharia Mecânica e de Materiais.

Frankli, P., 2007. Indoor air quality and respiratory health of children, *Paediatric Respiratory Reviews*, Ed. 8, pp 281-286.

Godish, T., 2001. *Indoor Environmental Quality*, Lewis Publishers, CRC Press LLC.

Gomes, J., 2002. Contaminação do ar interior por bioaerossóis, *Revista Portuguesa de Pneumologia*, Vol. VIII nº6, pg. 689-694.

^(a) Gomes, J., 2002. Ambiente e pulmão, *Revista Portuguesa de Pneumologia*, Vol. VIII nº 28, pg. 261-269.

HKEPD (Hong Kong Environmental Protection Department), 2003. *Indoor Air Quality Information Centre, Indoor air quality certification scheme for offices and public places*, Government of the Hong-Kong Special Administrative Region.

Hinds, W. C., 1982. *Aerosol Technology – Properties, behavior and measurement of airborne particles*. John Wiley and Sons.

Hodgson, M. J.; Kreiss, K., 1986. *Building-Associated Diseases: an update, Managing Indoor Air for Health and Energy Conservation*.

Hui, P.S.; Wong, L.T.; Mui, K.W., 2007. Evaluation of professional choice of sampling locations for indoor air quality assessment. *Building and Environment*, Ed. 42, pp 2900–2907

^(a) Hui, P.S.; Wong, L.T.; Mui, K.W., 2007. An Epistemic Indoor Air Quality Assessment Protocol for Air-Conditioned Offices. *Building and Environment*, Ed. 16, pp 139-147.

ISO: International Standard 7730, 1994. *Moderate Thermal Environments - Determination of the PMV and PPD Indices and Specification of the Conditions for Thermal Comfort*, Geneva, Switzerland: International Standard Organization.

Jones, A. P., 1999. Indoor air quality and health, *Atmospheric Environmental*, Edition nº 3, pp. 4535-64.

Kosa, K. H., 2002. *Indoor air quality : sampling methodologies*; Lewis Publishers, CRC Press LLC.

Kreiss, K., 1996. Building-related factors: an evolving concern. *Occupational Health: recognizing and preventing work-related disease*; B. S. Levy and D. H. Wegman (Eds.). pp 419–424.

Kwok, A. G., 2000. Thermal confort: concepts and guidelines, in *Indoor Air Quality Handbook*, MacGraw-Hill.

Lemos, E., 1997. *Poluição Interior: abordagem à síndrome dos edifícios doentes*. Disponível em http://www.ipv.pt/millennium/ect7_etl.htm, acedido a 16/01/2009;

Li, Y.; Lee, S. R.; Wu, C. Y., 2006, UV-absorption-based measurements of ozone and mercury: an investigation on their mutual interferences, *Aerosol and Air Quality Research*, Vol. 6, No. 4, pp. 418-429.

Mai, H.; Chan, D.; Burnett, J., 2003. Dynamic evaluation of airflow rates for a variable air volume system serving an open-plan office, *Indoor Air*, Ed. 13, pp. 311–312.

Maroni, M.; Seifert, B.; Lindvall, T., 1995. *Air Quality Monographs*, Vol. 3, *Indoor Air Quality: A comprehensive reference book*.

Melo, V.P., 1999. Avaliação da Concentração de Radônio em residências do Município de Monte Alegre-PA, Rio de Janeiro: UFRJ. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biofísica UFRJ.

Mikulina, T. W., 1989. Increasing the Priority of Comfortability, *The NESA Newsletter*, Viewpoint.

Mui, K. W.; Wong, L. T.; Hui, P. S., 2006. A New Sampling Approach for Assessing Indoor Air Quality, *Indoor and Built Environment*, Ed. 15, pp 165-172;

Niu, J.; Lu, B.; Tung, T., 2002. Instrumentation Issue in Indoor Air Quality Measurements: The Case with Respirable Suspended Particulates, *Indoor and Built Environment*, Ed. 11, pp 160-170;

NIOSH, 1996. Manual of Analytical Methods, Method 6604 – Carbon Monoxide, <http://www.cdc.gov/niosh/docs/2003-154/>.

NIOSH, 1994^(a). Manual of Analytical Methods, Method 6603 – Carbon Dioxide, <http://www.cdc.gov/niosh/docs/2003-154/>.

NIOSH, 1994^(b). Manual of Analytical Methods, Method 2549 – Volatile Organic Compounds <http://www.cdc.gov/niosh/docs/2003-154/>.

NIOSH, 1994^(c). Manual of Analytical Methods, Method 3500 – Formaldehyde by VIS. <http://www.cdc.gov/niosh/docs/2003-154/>.

NIOSH, 1994^(d). Manual of Analytical Methods, Method 2541 – Formaldehyde by CG. <http://www.cdc.gov/niosh/docs/2003-154/>.

Olgyay, V., 1992. *Design with Climate, Bioclimatic Approach to Architectural Regionalism*, New York: Van Nostrand Reinhold.

OSHA, 1995. Sampling and Analytical Methods, Method ID-214: Ozone In Workplace Atmospheres (Impregnated Glass Fiber Filter), <http://www.osha.gov/dts/sltc/methods/index.html>.

OSHA, 1993. Sampling and Analytical Methods, Method ID-209: Carbon Monoxide In Workplace Atmospheres (Direct-Reading Monitor), <http://www.osha.gov/dts/sltc/methods/index.html>.

OSHA, 2005. Sampling and Analytical Methods, Method 1007: Formaldehyde (Diffusive Samplers), <http://www.osha.gov/dts/sltc/methods/index.html>.

OSHA, 1989. Sampling and Analytical Methods, Method 52: Acrolein and/or Formaldehyde, <http://www.osha.gov/dts/sltc/methods/index.html>.

Persily, A., 2005. What we think we know about ventilation, *Indoor Air*, Ed. 15, pp 24-35.

Persily, A.; Dols, W., 1995. A Study of Ventilation Measurement in an Office Building, ASTM.

Pinho, A.; Branco, A., 2005. Estudo e diagnóstico da Qualidade do Ar Interior da Biblioteca da UA. Universidade de Aveiro.

Pires, M.; Carvalho, L. R. F., 1999. Presença de compostos carbónicos no ar em ambientes internos na cidade de São Paulo, *Química Nova*, volume 22, nº 4.

Pressyanov, D.; Buysse, J.; Poffijn, A.; Deynse, A. V.; Meesen, G., 2004. Integrated measurements of ^{222}Rn by absorption in Makrofol. *Nuclear Instruments & Methods in Physics Research*, v. 516, p. 203 – 208.

Roaf, S.; Handcok, M., 1992. *Energy Efficient Building-A Design Guide*. Blackwell Scientific Publications.

Samet, J. M.; Spengler, J. D., 1991. *Indoor air pollution: a health perspective*. Baltimore, Johns Hopkins Press.

Santamouris, M.; Alvarez, S.; Dascalaki, E.; Guarracino, G.; Maldonado, E.; Sciuto, S. e Vandaele, L., 1998. *Natural ventilation in buildings – A design handbook*. Altener Programme of the European Comission, Directorate General XVII, for Energy. James and James.

Santos, M. A. S., 2001. *O Tamanho das Partículas de Poeira Suspensas no Ar dos Ambientes de Trabalho*, Dissertação de Mestrado apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Engenharia Metalúrgica e de Minas da Universidade Federal de Minas Gerais.

Schirmer, W.; Szymanski, M.; Pian, L.; Gauer, M., 2008. A poluição do ar em ambientes internos e a Síndrome de Edifícios Doentes, *Ciência & Saúde Colectiva*;

Schnelle, K. B.; Brown, C. A., 2002. *Air pollution control technology handbook*. CRC Press LLC.

Scott, R. P. W., 2003. *Gas chromatography detectors*, Book 4, Chrom-Ed Book Series (<http://www.library4science.com/>);

Scott, R. P. W., 2003. *Liquid chromatography detectors*, Book 4, Chrom-Ed Book Series (<http://www.library4science.com/>);

Seppanen, O.A.; Fisk, William J.; Mendell, Mark J., 2002. Ventilation Rates & Health, ASHRAE Journal, August, Pgs. 56-58.

Silva, Gabriela V., 2000. "Estudo de Emissões de COV's por Materiais Usados em Interiores de Edifícios", Tese de Doutoramento, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Porto.

Simões, L.M.F.; Santos, J.;Valente, J.;Lopes, M.;Borrego, C., 2006. Concentração de radão em espaços interiores da área de Viseu.

Singh, J., 2005. Toxic Moulds and Indoor Air Quality, Indoor and Built Environment, Ed. 14, pp. 3-4:229-234.

Souto, J., 1999. Impacto dos Filtros na Qualidade do Ar Interior, Tese de Mestrado, Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto;

Spengler, J. D.; Samet, J. M.; McCarthy, J. F., 2000. Indoor Air Quality Handbook. McGraw-Hill.

Tange, G. I. ;McLaughlin, A., 2002. Healthy School Design and Construction.

Tirkkonen, T.; Mattinen, M.L. e Saarela, K., 1993. Volatile Organic Compounds (VOC) emission from some building and furnishing materials. In *Indoor Air*, O.Seppanen, J. Railio e J. Sateri (Eds.). Espoo.

Vincent, J. H.; Mark, D., 1990. Entry Characteristics of Practical Workplace Aerosol Samplers in Relation to the ISO Recommendations. Ann. Occup. Hyg. Vol. 34, nº 3.

Walsh, P. J.; Dudney, C. S.; Copenhaver, E. D., 1990. Indoor Air Quality, CRC Press.

Winberry Jr., W. T.; Murphy, N. T.; Phinney, B.; Forehand, B.; Ceroli, A.; Evans, A., 1993. Methods for determination of indoor air pollutants – EPA Methods, Noys Data Corporation.

Winberry, W. T., 1997. Determination of formaldehyde in ambient air using adsorbent cartridge followed by high performance liquid chromatography (HPLC): Method TO-11A, Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air, U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/4-84-041, Research Triangle Park, NC.

Wolkoff, P., 1995. Volatile Organic Compounds - Sources, measurements, emissions and the impact on indoor air quality. Indoor Air, Ed. 3.

Woelfenden, E., 1997. Monitoring VOCs in air using sorbent tubes followed by thermal desorption-capillary GC analysis: Summary of data and practical guidelines. Journal Air & Waste Manage. Ed. 47, pp. 20-36.

World Health Organization (WHO), 1998, Indoor air quality: biological contaminants.

World Health Organization (WHO), 2000, Air quality guidelines for Europe, 2nd Edition.

World Health Organization (WHO), 2005. Air Quality Guidelines Global Update. Report on a working group meeting Bonn, Germany, 18-20 October 2005. <http://www.euro.who.int/Document/E87950.pdf>

World Health Organization (WHO), 2009. WHO Handbook on indoor radon – a public health perspective.

WEBGRAFIA

1. Wigle, F., 2003. "Child health is a determinant of adult health. and of the health of future generations". Disponível em <http://www.cehn.org/index.html>, acedido a 15/01/2009;
2. <http://www.epa.gov/>, acedido a 15/01/2009;
3. <http://www.apambiente.pt/politicasambiente/Ar/QualidadeArInterior/Paginas/default.aspx>, acedido a 15/01/2009;
4. <http://www.ktl.fi/expolis/>, acedido a 20/01/2009;
5. <http://www.qualar.org/>, acedido a 09/02/2009;
6. <http://www.ccdrc.pt/ambiente/folder.2006-03-31.8247626453/folder.2006-03-31.3933606110/a-preservacao-da-qualidade-do-ar>; acedido a 15/02/2009;
7. <http://www.usqbc.org/>, acedido a 06/03/2009;
8. <http://www.saudepublica.web.pt/05-PromocaoSaude/054-SOcupacional/SED.htm>, acedido a 09/03/2009;
9. <http://www.aircontrol-piteira.com/sed.htm>; acedido a 10/03/2009;
10. <http://www.airfree.pt/biblio/qualidar.htm>; acedido a 13/03/2009;
11. <http://www.lungusa.org/site/c.dvLUK9O0E/b.33276/k.D288/Asthma.htm>, acedido a 16/03/2009;
12. http://www.iso.org/iso/iso_catalogue/catalogue_tc/catalogue_detail.htm?csnumber=14567, acedido a 26/03/2009;
13. <http://www.ashrae.org/technology/page/1846>, acedido a 26/03/2009;
14. <http://www.habmigern2003.info/language/portuguese/IR-Absorption-P.html>, acedido a 18/10/2009;
15. <http://www.sppcr.online.pt/>, acedido a 29/10/2009;

16. <http://www.itn.pt/>, acedido a 29/10/2009;
17. <http://enhs.umn.edu/hazards/hazardssite/radon/radonmeasure.html>, acedido a 2/11/2009
18. <http://www.omega.com/>, acedido a 11/09/2009;
19. <http://www.fluke.pt/>, acedido a 13/11/2009;
20. <http://www.deltaohm.com/>, acedido a 13/11/2009;
21. <http://www.ambergo.pt/>, acedido a 13/11/2009;
22. <http://www.skinc.com/>, acedido a 14/11/2009;
23. <http://www.itise.pt/> (ITISE – Equipamentos Técnicos de Precisão e Científicos), acedido a 15/11/2009;
24. <http://www.aeroqual.com/>, acedido a 15/11/2009;
25. <http://www.tsi.com/>, acedido a 15/11/2009;
26. <http://www.radon.eu/radonic.html>, acedido a 20/11/2009;
27. <http://www.radon-analytics.com/english/shtml/uebersicht.shtml>; acedido a 20/11/2009;

ANEXO 1 – Caudais mínimos de ar novo a usar de acordo com a tipologia do espaço, no âmbito do RSECE.

Tabela 47. Caudais mínimos de ar novo.

Tipo de Actividade		Caudais Mínimos de Ar Novo	
		[m ³ .h ⁻¹ .ocupante ⁻¹]	[m ³ .h ⁻¹ .m ⁻²]
Residencial	Sala de estar e quartos	30	-
	Salas de espera	30	5
Comercial	Lojas de Comércio	-	5
	Áreas de Armazenamentos	-	10
	Vestiários	-	5
	Supermercados	30	-
	Salas de refeições	35	-
Serviços de Refeições	Cafetarias	35	35
	Bares, salas de <i>coktail</i>	35	35
	Sala de preparação de refeições	30	-
	Quartos/ suites	30	-
Empreendimentos Turísticos	Corredores/ átrios	-	5
	Corredores/ átrios	-	5
Entretimento	Auditório	30	-
	Zona de Palco, estúdios	30	-
	Café/ <i>foyer</i>	35	35
	Piscinas	-	10
	Ginásio	35	-
	Gabinetes	35	5
Serviços	Salas de conferências	35	20
	Salas de assembleia	30	20
	Salas de recepção	30	30
	Salas de computador	30	-
	Elevadores	-	15
	Salas de aula	30	-
Escolas	Laboratórios	35	-
	Auditórios	30	-
	Bibliotecas	30	-
	Bares	35	-
	Quartos	45	-
Hospitais	Áreas de recuperação	30	-
	Áreas de terapia	30	-

[Fonte: DL 79/2006]

ANEXO 2 – Equação de cálculo da taxa de renovação do ar: técnica do decaimento

Este método envolve a libertação do gás traçador antes do período de medição e a não injeção de gás traçador durante esse mesmo período. Para uma zona em que se supõe que o regime é permanente, em que não há produção nem absorção do gás traçador e em que a concentração deste gás no exterior é nula, a equação de balanço de massa é traduzida em caudais volúmicos pela seguinte expressão matemática:

$$(1) \quad V \frac{dc(t)}{dt} + Q \cdot c(t) = 0$$

Onde,

V – volume efectivo do espaço [m^3]

Q – caudal de ventilação [$m^3 \cdot s^{-1}$]

$c(t)$ - concentração volúmica do gás

t - tempo [s]

A solução desta equação diferencial em ordem ao tempo é obtida por:

$$(2) \quad c(t) = C_1 \cdot e^{(-\frac{Q}{V} \cdot t)}$$

Quando $t = 0 \rightarrow c(0) = C_1$ o que significa que C_1 corresponde à concentração do gás traçador no instante inicial, c_0

$$(3) \quad c(t) = c_0 \cdot e^{(-\frac{Q}{V} \cdot t)}$$

Se a concentração do gás traçador no ar exterior não for nula, como é o caso do dióxido de carbono, a solução da equação diferencial (1) é dada pela equação:

$$(4) \quad c(t) = c_{ext} - c_{ext} \cdot e^{(-\frac{Q}{V} \cdot t)} + c_0 \cdot e^{(-\frac{Q}{V} \cdot t)}$$

Onde,

c_{ext} : concentração volúmica do gás traçador no exterior

A equação (4) pode ser reescrita do seguinte modo:

$$(5) \quad c(t) - c_{ext} = (c_0 - c_{ext}) \cdot e^{(-\frac{Q}{V} \cdot t)}$$

Ou de modo equivalente:

$$(6) \quad \ln\left(\frac{c(t)-c_{ext}}{c_0-c_{ext}}\right) = -\frac{Q}{V}.t$$

Representando o número de renovações horárias por $R_{ph} [h^{-1}]$, obtém-se:

$$(7) \quad R_{ph} = \frac{Q}{V} = -\frac{\ln\left(\frac{c(t)-c_{ext}}{c_0-c_{ext}}\right)}{t}$$

Onde,

Q – caudal de ventilação [$m^3.h^{-1}$]
t – tempo [h]

ANEXO 3 – Métodos de análise de compostos orgânicos voláteis da EPA

[Fonte: Kosa, 2002]

Methods	Target		Collection Material	Flow Rate(s)	Maximum Air		Detection Limit	Analytical Method(s)
	Analytes				Sample Volume			
IP-1B	Volatile, non-polar organics		Tenas thermo-packed sorbent	6-500 ml/min.	20-200 liters		0.002 µg reported in ppb	TD/GC/MS
IP-2A	Nicotine		XAD-4 sorbent	1 l/min.	480 liters		0.02 µg/m³	GC/NSD
IP-6A	Formaldehyde & other aldehydes****		DNPH-treated silica gel sorbent	100 ml/min.	300 liters		1-2 ppb	HPLC
IP-6C	Formaldehyde & other aldehydes		DNPH treated passive monitor	NA	NA		variable	GC/NSD
IP-7	Polynuclear aromatic hydrocarbons		Quartz fiber filter + PUF	20 l/min.	30 x 10³ liters		<1 µg/m³	GC/FID, GC/MS, or HPLC
IP-8	Organochlorine & other pesticides		PUF	1-5 l/min.	5,000 liters		<1 µg/m³	GC/ECD (other detectors)

Analytical Procedures

GG	Gas chromatography	
	TD/GC/MS	Thermo Desorption/Gas Chromatography/Mass Spectrometry
	GC/MS	Gas Chromatography/Mass Spectrometry
	GC/FID	Gas Chromatography/Flame Ionization Detector
	GC/ECD	Gas Chromatography/Electron Capture Detector
	GC/NSD	Gas Chromatography/Nitrogen Selective Detector
HPLC	High Pressure Liquid Chromatography	
FTIR	Fourier Transform Infrared Spectrometry	